

**ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE ATERROS DE RESÍDUOS.**  
**CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, BIOQUÍMICA E MECÂNICA DOS**  
**RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Cristina Maria Bastos da Cunha Gomes

Maio 2008

Dissertação para Doutoramento em Engenharia Civil na  
Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto



## ÍNDICE GERAL

	Pág.
ÍNDICE GERAL	iii
RESUMO	v
ABSTRACT	vii
RESUMÉ	ix
AGRADECIMENTOS	xi
ÍNDICE DE TEXTO	xiii
ÍNDICE DE FIGURAS	xxi
ÍNDICE DE QUADROS	xlili
SIMBOLOGIA	xliv
CONSIDERAÇÕES INICIAIS	1

## PARTE I

CAPÍTULO 1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. PROPRIEDADES FÍSICAS E BIOQUÍMICAS	7
CAPÍTULO 2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. RESISTÊNCIA AO CORTE. RELAÇÕES TENSÃO-DEFORMAÇÃO	55
CAPÍTULO 3. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. DEFORMABILIDADE	101

## **PARTE II**

CAPÍTULO 4. TRABALHO EXPERIMENTAL. ATERRO SANITÁRIO DE SANTO TIRSO	169
CAPÍTULO 5. RESULTADOS EXPERIMENTAIS. SONDAGENS, ENSAIOS IN SITU E ENSAIOS DE LABORATÓRIO	209
CAPÍTULO 6. RESULTADOS EXPERIMENTAIS. MONITORIZAÇÃO	281
CAPÍTULO 7. PROPRIEDADES FÍSICAS E BIOQUÍMICAS DOS RESÍDUOS. ANÁLISE DE RESULTADOS	329
CAPÍTULO 8. PROPRIEDADES MECÂNICAS DOS RESÍDUOS. ANÁLISE DE RESULTADOS	379
CAPÍTULO 9. APLICAÇÃO DE MODELOS DE COMPORTAMENTO	459
CONCLUSÕES	509
BIBLIOGRAFIA	519



## RESUMO

O presente trabalho trata da caracterização física, bioquímica e mecânica dos resíduos sólidos urbanos e do comportamento dos aterros sanitários.

Na primeira parte do trabalho é realizada uma compilação dos trabalhos publicados mais relevantes, com ênfase para as principais experiências desenvolvidas a nível mundial com o objectivo de caracterizar as propriedades e comportamentos dos resíduos.

Na segunda parte do trabalho é apresentado o estudo experimental desenvolvido no aterro sanitário de Sto Tirso, o qual incluiu a realização de uma vasta campanha de ensaios *in situ* e de laboratório e a instrumentação do aterro sanitário.

A caracterização dos resíduos através de ensaios *in situ* foi realizada a partir de ensaios SPT, CPT, carga em placa em profundidade e de determinação do peso volúmico total. Em termos laboratoriais procedeu-se à classificação dos resíduos sólidos quanto ao tipo e forma e realizaram-se análises granulométricas, ensaios para determinação do peso volúmico da partículas sólidas, do teor em água e do teor em matéria orgânica (total e oxidável) e ensaios triaxiais e edométricos. A caracterização dos lixiviados foi efectuada a partir da colheita regular de amostras em cada uma das zonas instrumentadas, nas quais se procedeu à determinação de 7 parâmetros: alcalinidade, azoto amoniacal, azoto nítrico, fósforo total, carência química de oxigénio, carência bioquímica de oxigénio e pH.

A instrumentação do aterro abrangeu 3 zonas distintas, a que correspondem resíduos com diferentes idades e em que duas das zonas já tinham atingido o fim da deposição (Estações B e C), enquanto, na terceira (Estação A), a instrumentação acompanhou todo o período de deposição. O objectivo, ao seleccionar estas 3 zonas de estudo, foi o de analisar as diferenças comportamentais associadas às diferentes idades dos resíduos depositados.

A monitorização do aterro consistiu no controlo dos assentamentos do topo e do corpo do aterro e no registo dos níveis de lixiviados e das temperaturas internas para as 3 zonas instrumentadas (Estações A, B e C) e, ainda, no registo das tensões instaladas na zona em que a instrumentação acompanhou a fase de deposição (Estação A).



## ABSTRACT

In the present work physical, biochemical and mechanical characterization of urban solid wastes and behaviour of the sanitary landfills is presented.

The first part of the work consist of a state of art, with emphasis for the main experiences developed at world level with the objective of characterizing the properties and behaviour the of the solid wastes. Then, a experimental study developed in Sto Tirso's sanitary landfill is presented, which included the accomplishment of a vast campaign of *in situ* and of laboratory tests and the instrumentation of the sanitary landfill.

The characterization of the urban solid wastes through *in situ* tests was performed using SPT, CPT, depth field compressometer tests and by the determination of the unit weight. Laboratorial characterization aimed the classification of the solid residues, type and form, sieve analyses, determination of solid unit weight, water and organic matter content (total and oxidizable), as well as mechanical behaviour (triaxial and oedometric tests). The characterization of the leachate was performed starting from the regular crop of samples in each of the instrumented areas, in which 7 parameters were evaluated: alkalinity, amoniacal nitrogen, nitrate, ortophosphorous, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand and pH.

The instrumentation of the landfill included 3 different areas, each one related to solid wastes with different ages, where two of the areas had already reached the end of the deposition (Estações B and C). In the third one (Estação A), the instrumentation accompanied the whole deposition period. The main goal of this selection, was to analyze the influence of aging in the behaviour of the deposited residues.

The monitorization of the landfill consisted in settlement control, both of the top and body of the landfill, and in the registration of the levels of leachate and internal temperatures for the 3 instrumented areas (Estações A, B and C) and, also, the stress levels reached in the area where the instrumentation followed the whole deposition period (Estação A).



## RÉSUMÉ

Le présent travail traite de la caractérisation physique, biochimique et mécanique des résidus solides urbains et du comportement des remblais sanitaires.

Dans la première partie du travail est réalisée une compilation des travaux publiés plus importants, avec accent pour les principales expériences développées à niveau mondial avec l'objectif de caractériser les propriétés et les comportements des déchets.

Dans la seconde partie du travail est présenté l'étude expérimentale développée dans le remblai sanitaire de Sto Tirso, qui a inclus la réalisation d'une vaste campagne d'essais *in situ* et de Laboratoire et l'instrumentation du remblai sanitaire.

La caractérisation des déchets à travers des essais *in situ* a été réalisée à partir d'essais SPT, CPT, charge en plaque en profondeur et de détermination du poids volumique total. En laboratoire s'est procédé au classement des déchets, selon le type et la forme, et se sont réalisées des analyses granulométriques, essais pour détermination du poids volumique des particules solides, de la teneur en eau et de la teneur en matière organique (total et oxydable) et essais triaxiaux et oedométriques. La caractérisation des lixiviats a été effectuée à partir de la récolte régulière d'échantillons dans chacune des zones instrumentées, dans lesquels s'est procédé à la détermination de 7 paramètres: alcalinité, azote ammoniacal, azote nitrique, phosphate, demande chimique d'oxygène, demande biochimique d'oxygène et pH.

L'instrumentation du remblai a inclus 3 zones distinctes, correspondant à des déchets avec âges différents, et desquelles deux zones avaient déjà atteint la fin du dépôt (Estações B et C), tandis que dans la troisième (Estação A) l'instrumentation a accompagné toute la période du dépôt. En sélectionnant ces trois zones d'étude on a visé l'analyse des différences comportementales associées aux différents âges des déchets déposés.

La monitorization du remblai a consisté au contrôle des tassements du dessus et du corps du remblai et dans le registre des niveaux lixiviats et des températures internes pour les 3 zones instrumentées (Estações A, B et C) et, encore, dans le registre des tensions installées dans la zone à laquelle l'instrumentation a accompagné la phase de dépôt (Estação A).



## AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível graças ao apoio e contributo de muitas pessoas e instituições. Será difícil enumerar todos, mas nenhum será esquecido da minha memória. Estando para com **todos**, imensamente grata, expresso os meus agradecimentos especiais:

À minha dedicada orientadora, Professora Lurdes Lopes, pelo empenho e entusiasmo que sempre demonstrou e pela confiança que em mim depositou. O seu espírito pragmático e exigente e, em simultâneo, tolerante e amigo, foram pilares para o desenvolvimento deste trabalho e um exemplo de profissionalismo a seguir;

À AMAVE e à LIPOR pela permissão em utilizar os aterros sanitários de Sto Tirso e da Maia como casos de estudo, pelo interesse demonstrado e pela facilidade de meios facultada. Sem a sempre prestável colaboração destas instituições e dos respectivos técnicos afectos a ambos os aterros sanitários, não teria sido possível concretizar este trabalho;

À COBA, S.A. e, em particular, ao Professor Ricardo Oliveira, meu mestre e amigo, pelo incondicional apoio, tolerância e constante incentivo em “aprender mais” que sempre os caracterizaram. Sem a vossa amizade e a disponibilização de tempo que me concederam nunca teria realizado este trabalho;

Ao Professor Cosme Moura e ao Engenheiro Silva Gomes, meus co-orientadores, pelas várias horas de conversa e de discussão aberta que tanto me ajudaram e pela revisão de partes deste texto. Os vossos ensinamentos gerais e, em particular, nas áreas da Química e da Instrumentação Geotécnica (respectivamente), foram contributos imprescindíveis. Ao Professor Cosme Moura agradeço ainda a disponibilização dos meios técnicos do Laboratório de Química da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto e a colaboração na realização dos ensaios de caracterização química;

Ao Professor Paulo da Venda, amigo e colega, pela constante disponibilidade e ajuda incansável na realização dos ensaios triaxiais, pelas inúmeras conversas e frutíferas trocas de opiniões e, sobretudo, pela sua eterna paciência e espírito de ultrapassar, serenamente, as várias dificuldades;

Ao Professor Luís Lemos, os meus agradecimentos pela disponibilização de todos os meios técnicos do Laboratório de Geotecnia da Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade de Coimbra, e pelos apoios directos e indirectos por si dados, bem como pelos Professores Almeida e Sousa e Paulo Pinto;

Aos Professores Armando Araújo e Adriano Carvalho do Departamento de Engenharia Electrotécnica e de Computadores da FEUP, pelo apoio prestado na resolução dos problemas electrónicos dos equipamentos de instrumentação e no desenvolvimento de softwares de aquisição automática de dados.

Às empresas SERURB e SOARES DA COSTA, responsáveis pela exploração dos aterros sanitários, por todo o apoio concedido na realização dos trabalhos de instrumentação e na prestação de informações, bem como pelo constante esforço de conciliação e de adaptação dos trabalhos de exploração dos aterros com os realizados no âmbito deste trabalho;

Aos técnicos do Gabinete de Apoio Técnico do AVE (GAT do Ave), senhores José Malheiro e Manuel Pereira, bem como à AMAVE e à Câmara Municipal da Trofa, pelo apoio nos trabalhos de topografia;

Aos técnicos do LNEC, senhores José Lemos, António Cardoso e José Alberto Reis pela valiosa e imprescindível colaboração nos trabalhos de instalação dos equipamentos de instrumentação;

A todos os elementos do Núcleo de Geossintéticos da FEUP, em particular ao André Estácio, ao André Ernesto, ao André Lopes, ao Marc Igreja, ao Simão e ao Rui Silvano pela colaboração nos trabalhos de instalação dos equipamentos de instrumentação; ao Ricardo Carneiro pelo apoio nos trabalhos de instrumentação e nos ensaios de caracterização de teor em matéria orgânica, e ao Pedro Pinto pela permanente disponibilidade e pelas infinitas horas dispendidas nos ensaios de caracterização física e nos trabalhos de campo;

Aos funcionários da FEUP que de alguma forma me ajudaram, em particular ao Sr. Armando Pinto pela colaboração na parte inicial dos trabalhos de laboratório; à D. M<sup>a</sup> Teresa, à D. M<sup>a</sup> Clotilde e ao Senhor Manuel Carvalho pelo suporte logístico e pelo apoio nas configurações finais do texto;

A todos os colegas da Engico pela permanente disponibilidade, pelo excelente ambiente de trabalho que me proporcionam e pela grande capacidade em ultrapassarem a minha falta de apoio em alguns momentos;

Ao CICCOPN, pela prestável colaboração na realização dos ensaios de campo e nos trabalhos de instrumentação; à Tecnasol pelo apoio nos trabalhos de instrumentação e em particular pela constante disponibilidade para resolver os problemas associados aos sistemas de aquisição automática de dados; à Tecnogial pela incansável colaboração no desenvolvimento, adaptação e manutenção dos equipamentos de instrumentação e de laboratório; à BBF pelos trabalhos de reparação dos sistemas de confinamento da base do aterro, bem como por todas as informações e esclarecimentos prestados nesta matéria;

A todos os amigos que, para além da ajuda directa ou indirecta, sempre me deram todo o apoio emocional e me toleraram nos momentos de menor ânimo e disposição; um agradecimento especial ao Nuno Cruz pelas frutíferas e agradáveis conversas e trocas de opiniões e pela revisão do texto; à Sílvia Fernandes pela leitura atenta de partes do texto; ao Vasco Azevedo pelos trabalhos de topografia; ao Vítor Azevedo e ao Sílvio Queirós pelo apoio na configuração final e edição do texto;

Por fim, aos meus queridos pais, irmãos e sobrinhos, expresso muito mais do que um agradecimento e um pedido de desculpa por todo o tempo de atenção que não lhes dediquei e pelos meus momentos de má disposição que, como ninguém, sabem tolerar. Agradeço ainda à minha irmã João e à minha mãe o trabalho empenhado de revisão do texto.



## ÍNDICE DE TEXTO

	Pág.
<b>CONSIDERAÇÕES INICIAIS</b>	<b>1</b>
 <b>PARTE I</b>	
 <b>CAPÍTULO 1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. PROPRIEDADES FÍSICAS E BIOQUÍMICAS</b>	 <b>7</b>
1.1 INTRODUÇÃO	7
1.2 CLASSES DE RESÍDUOS E NÍVEIS DE PRODUÇÃO	7
1.3 DESTINO DOS RESÍDUOS	11
1.4 PROPRIEDADES FÍSICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	16
1.4.1 Introdução	16
1.4.2 Classificação	16
1.4.3 Granulometria	21
1.4.4 Teor em Água	23
1.4.5 Matéria Orgânica	26
1.4.6 Peso Volúmico	29
1.4.6.1 Peso volúmico total	29
1.4.6.2 Peso volúmico das partículas	36
1.4.7 Permeabilidade	36
1.4.8 Temperatura	39
1.5 PROPRIEDADES BIOQUÍMICAS	41
1.5.1 Introdução	41
1.5.2 Processos de Biodecomposição	41

1.5.3 Lixiviados	45
1.5.4 Biogás	48
1.5.5 Biodegradabilidade	51
1.6 SINOPSE	53
 <b>CAPÍTULO 2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. RESISTÊNCIA AO CORTE. RELAÇÕES TENSÃO-DEFORMAÇÃO</b>	 <b>55</b>
2.1 INTRODUÇÃO	55
2.2 MODELOS MECÂNICOS CONCEPTUAIS	55
2.3 PARÂMETROS RESISTENTES	66
2.3.1 Retro-análise de Dados de Campo	66
2.3.2 Ensaios In Situ	68
2.3.3 Ensaios de Laboratório	76
2.3.4 Comentários	91
2.4 COEFICIENTES DE POISSON E DE IMPULSO EM REPOUSO	95
2.5 SINOPSE	100
 <b>CAPÍTULO 3. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. DEFORMABILIDADE</b>	 <b>101</b>
3.1 INTRODUÇÃO	101
3.2 MECANISMOS DE COMPRESSIBILIDADE	101
3.3 PARÂMETROS DE DEFORMABILIDADE	108
3.3.1 Ensaios In Situ	109
3.3.2 Monitorização e Aterros Experimentais	113
3.3.3 Ensaios de Laboratório	123
3.3.4 Comentários	135
3.4. MODELOS DE COMPRESSIBILIDADE	140

3.4.1 Introdução	140
3.4.2 Modelo de Sowers (1973)	142
3.4.3 Modelo de Ranguette et al (1989). Adaptado do Modelo de Gibson & Lo (1961)	144
3.4.4 Modelo de Bjarngard & Edgers (1990)	145
3.4.5 Modelo ISPM – Incremental Settlement Prediction Model (1998)	146
3.4.6 Modelo de Yen & Scanlon (1975)	151
3.4.7 Modelo de Edil et al (1990)	153
3.4.8 Modelo de Gandolla et al (1992)	154
3.4.9 Modelo de Coumoulos & Koryalos (1997)	155
3.4.10 Modelo de Ling et al (1998)	155
3.4.11 Modelo de Edgers et al (1992)	156
3.4.12 Modelo de Meruelo (1994)	157
3.4.13 Modelo de Soler et al (1995)	160
3.4.14 Modelo de Park & Lee (1997)	161
3.4.15 Modelo de Leonard et al (2000)	161
3.4.16 Modelo de Simões (2000)	162
3.4.17 Modelo Compósito (2001)	162
3.5 SINOPSE	165

## **PARTE II**

<b>CAPÍTULO 4. TRABALHO EXPERIMENTAL. ATERRO SANITÁRIO DE SANTO TIRSO</b>	<b>169</b>
4.1 INTRODUÇÃO	169
4.2 ATERRO SANITÁRIO DE STO TIRSO – DESCRIÇÃO GERAL	170
4.2.1 Características Gerais e Antecedentes Históricos	170
4.2.2 Composição e Quantidades de Resíduos Depositados	174
4.3 TRABALHOS REALIZADOS	177

4.3.1 Selecção das Áreas de Estudo	177
4.3.2 Trabalhos de Prospekção	180
4.3.3 Ensaaios <i>In Situ</i>	182
4.3.4 Ensaaios de Laboratório	183
4.3.5 Instrumentação	184
4.3.5.1 Selecção dos instrumentos de monitorização e metodologia de instalação	186
4.3.5.2 Esquema de instrumentação implementado	199
4.4 SINOPSE	208
 <b>CAPÍTULO 5. RESULTADOS EXPERIMENTAIS. SONDAGENS, ENSAIOS IN SITU E ENSAIOS DE LABORATÓRIO</b>	 <b>209</b>
5.1 INTRODUÇÃO	209
5.2 ENSAIOS <i>IN SITU</i>	209
5.2.1 Ensaaios SPT	209
5.2.2 Peso Volúmico Total	217
5.2.3 Ensaaios CPT	219
5.2.4 Ensaaios de Carga em Placa em Profundidade ("Screw Plate")	223
5.3 ENSAIOS DE LABORATÓRIO	231
5.3.1 Ensaaios de Caracterização Física	232
5.3.1.1 Granulometria	232
5.3.1.2 Classificação	236
5.3.1.3 Peso volúmico das partículas sólidas	239
5.3.1.4 Teor em água	240
5.3.1.5 Teor em matéria orgânica	242
5.3.1.6 Resumo dos resultados dos ensaios de caracterização física	244
5.3.2 Ensaaios de Caracterização Química	247
5.3.2.1 Alcalinidade	247
5.3.2.2 Azoto amoniacal	248

5.3.2.3 Nitrato	248
5.3.2.4 Ortofosfato	249
5.3.2.5 Carência química de oxigênio	250
5.3.2.6 Carência bioquímica de oxigênio	250
5.3.2.7 pH	251
5.3.2.8 Resumos dos resultados dos ensaios de caracterização química	252
5.3.3 Ensaio de Caracterização Mecânica	253
5.3.3.1 Ensaio edométrico	253
5.3.3.2 Ensaio triaxial	263
5.4 SINOPSE	280
 <b>CAPÍTULO 6. RESULTADOS EXPERIMENTAIS. MONITORIZAÇÃO</b>	 <b>281</b>
6.1 INTRODUÇÃO	281
6.2 Terminologia e Simbologia Convencionada	281
6.3 Marcos Superficiais	282
6.4 Aranhas e Placas Magnéticas Acopladas a Calhas Inclínométricas	295
6.5 Piezômetros de Tubo Aberto	304
6.6 Células de Pressão	309
6.7 Sensores de Temperatura	323
6.8 SINOPSE	327
 <b>CAPÍTULO 7. PROPRIEDADES FÍSICAS E BIOQUÍMICAS DOS RESÍDUOS. ANÁLISE DE RESULTADOS</b>	 <b>329</b>
7.1 INTRODUÇÃO	329
7.2 IDADE DOS RESÍDUOS DEPOSITADOS	329

7.3 PROPRIEDADES FÍSICAS	336
7.3.1 Teor em matéria orgânica e aferição da idade dos resíduos da Estação C	336
7.3.2 Granulometria	341
7.3.3 Classificação	343
7.3.4 Teor em Água	346
7.3.5 Peso Volúmico	348
7.3.5.1 Peso volúmico total	348
7.3.5.2 Peso volúmico das partículas sólidas	362
7.3.6 Temperatura	366
7.3.7 Permeabilidade	369
7.4 PROPRIEDADES QUÍMICAS	370
7.5 SINOPSE	378
 <b>CAPÍTULO 8. PROPRIEDADES MECÂNICAS DOS RESÍDUOS. ANÁLISE DE RESULTADOS</b>	 <b>379</b>
8.1 INTRODUÇÃO	379
8.2 Coeficientes de Compressibilidade	379
8.2.1 Coeficiente de compressão primária	380
8.2.2 Coeficiente de compressão secundária	395
8.2.3 Considerações gerais	419
8.3 Coeficientes de Impulso em Repouso e de Poisson	422
8.4 Módulos de Deformabilidade	433
8.5 Resistência	443
8.6 SINOPSE	458

<b>CAPÍTULO 9. APLICAÇÃO DE MODELOS DE COMPORTAMENTO</b>	<b>459</b>
9.1 INTRODUÇÃO	459
9.2 MODELOS DE ASSENTAMENTOS	459
9.2.1 Aplicação de Modelos Existentes	459
9.2.1.1 Modelos de Sowers e de Bjarngard & Edgers	461
9.2.1.2 Yen & Sanlon	464
9.2.1.3 Ling <i>et al</i>	466
9.2.1.4 Ranguette <i>et al</i> (adaptado de Gibson & Lo)	469
9.2.1.5 Edil <i>et al</i>	472
9.2.1.6 Gandolla <i>et al</i>	474
9.2.1.7 Edgers <i>et al</i>	477
9.2.1.8 Meruelo	480
9.2.1.9 Marques	482
9.2.1.10 ISPM	485
9.2.2 Análise Global dos Modelos Utilizados	488
9.2.3 Propostas para futuros desenvolvimentos	502
9.3 SINOPSE	508
 <b>CONCLUSÕES</b>	 <b>509</b>
 <b>BIBLIOGRAFIA</b>	 <b>519</b>





## ÍNDICE DE FIGURAS

### Capítulo 1. Resíduos Sólidos Urbanos. Propriedades Físicas e Bioquímicas

Figura 1.1 – Produção anual europeia de resíduos por habitante (Eurostat, 2005).

Figura 1.2 – Desvios da produção por habitante de resíduos na Europa em 2003 relativamente à média da CE e ao objectivo dos 300kg/habitante-ano (Eurostat, 2005).

Figura 1.3 – Produção de resíduos por habitante em Portugal no ano de 2005 (INR, Jan. 2007).

Figura 1.4 – Distribuição da produção total de resíduos em 2005 por região de Portugal (INR, Jan. 2007).

Figura 1.5 – Esquema simplificado do sistema de tratamento de RSU (Sarmiento, 1977).

Figura 1.6 – Destino final da produção total de resíduos em Portugal (INR, Jan. 2007).

Figura 1.7 – Evolução das infraestruturas de tratamento de RSU em Portugal (INR, Jan. 2007).

Figura 1.8 – Classificação proposta por Grisolia *et al.* (1995a)).

Figura 1.9 – Procedimento (a) e aplicação (b) da classificação proposta por Langer *et al.* (2005).

Figura 1.10 – Distribuição do tamanho das partículas: (a) Jessberger (1994); (b) Jessberger, 1991 (*in* Knochenmus *et al.* 1998).

Figura 1.11 – Variação do teor em água em função do teor em matéria orgânica de amostras de RSU antigos (Landva & Clark, 1990).

Figura 1.12 – Perfil de variação do teor em água em função da profundidade (adaptado de Carvalho, 1999).

Figura 1.13 – Variação do teor em água em função do tempo e fase experimental (Laurent *et al.*, 2005).

Figura 1.14 – Diagrama de caracterização da matéria orgânica de RSU (Brauer *et al.*, 2005).

Figura 1.15 – Variação do peso volúmico com a profundidade (Knochenmus *et al.*, 1998).

Figura 1.16 – Variação do peso volúmico seco e total com a tensão vertical média (Powrie *et al.*, 2000).

Figura 1.17 – Variação do peso volúmico total com a profundidade, grau de compactação e conteúdo em solos (Zeccos *et al.*, 2005).

Figura 1.18 – Efeito do tempo sob confinamento no peso volúmico total (Zeccos *et al.*, 2005).

Figura 1.19 – Variação da condutividade hidráulica vertical com a tensão vertical, peso volúmico seco e porosidade efectiva; e da relação  $k_h/k_v$  com a tensão aplicada (Powrie *et al.*, 2005).

Figura 1.20 – Variação da temperatura com a idade e profundidade (Yoshida *et al.*, 1996).

Figura 1.21 – Variação da temperatura com a profundidade: (a) Jucá *et al.*, 1998; (b) Coumoulos *et al.*, 1995.

Figura 1.22 – Processos de degradação anaeróbica da matéria orgânica: (a) adaptado a partir de Aguilar-Juarez (2000, *in* Olivier, 2003) e Ibarra (1994); (b) Tchobanoglous *et al* (1993).

Figura 1.23 – Variação da composição do lixiviado em função da fase de decomposição: (a) Williams (1998); (b) Christensen & Kjeldsen (1989).

Figura 1.24 – Factores que afectam a produção de biogás (McBean *et al*, 1995).

Figura 1.25 – Representação gráfica da produção de biogás de um aterro (Tchobanoglous *et al*, 1993)

Figura 1.26 – Variação da composição do biogás em função da fase de decomposição (Tchobanoglous *et al*, 1993)

Figura 1.27 – Constituintes orgânicos dos resíduos (Aguilar-Juarez, 2000).

Figura 1.28 – Variação da relação celulose/lignina em função do tempo (Bookter & Ham, 1982).

Figura 1.29 – Variação do teor de STV com a idade dos resíduos (Silva *et al*, 1998 *in* Carvalho, 1999).

## **Capítulo 2. Resíduos Sólidos Urbanos. Resistência ao Corte. Relações Tensão-Deformação**

Figura 2.1 – Modelação de resíduos sólidos urbanos (a) Kockel (1995, *in* König & Jessberger, 1997); (b) Krase e Dinkler (2005).

Figura 2.2 – Variação da tensão de desvio com a deformação axial (Manassero *et al.*, 1996).

Figura 2.3 – Envolvente de rotura proposta por Kavazanjian *et al.* (1995).

Figura 2.4 – Resistência ao corte de RSU (a); envolvente de rotura (b); propostas por Manassero *et al.* (1996).

Figura 2.5 – Envoltórios de rotura propostas (Zeccos, 2005).

Figura 2.6 – Dados experimentais e previstos pelo modelo (Vilar *et al*, 2006): (a) resultados de ensaios de compressão confinada; (b) resultados de ensaios triaxiais.

Figura 2.7 – Valores de referência do parâmetro de variação de vazios induzidos pela decomposição,  $\Lambda$ , e condições volumétricas e mecânicas associadas (McDougall & Silver, 2005).

Figura 2.8 – Modelação de resultados de ensaios em RSU com o modelo Cam-clay (Dixon *et al*, 2005): (a) ensaio de compressão unidimensional (dados de Beaven & Powrie, 1995); (b) ensaio triaxial (dados de Machado *et al*, 2002).

Figura 2.9 – Linha de estado crítica e trajectória de tensões em ensaios triaxiais em RSU (adaptado por Dixon *et al*, 2005 a partir de Machado *et al*, 2002).

Figura 2.10 – Parâmetros de resistência obtidos por retro-análise, Singh & Murphy (1990).

Figura 2.11 – Parâmetros de resistência ao corte obtidos por ensaios e retro-análises (Eid *et al*, 2000).

Figura 2.12 – Resultados de ensaios SPT em RSU: (a) Coumoulos *et al* (1995); (b) Gonzalez (1995) e Sanchez-Alciturri (1993a); (c) Santos *et al* (1998); (d) Carvalho (1999).

Figura 2.13 – Resultados de ensaios CPT em RSU: (a) Siegel *et al* (1990); (b) Koda (1998); (c) Cartier & Baldit (1983); (d) ábaco de Schmertmann (Carvalho, 1999).

Figura 2.14 – Ensaio de corte directo *in situ* de grandes dimensões (Gotteland *et al*, 1995).

Figura 2.15 – Resultados de ensaios de corte *in situ* por Houston *et al* (1995).

Figura 2.16 – Caracterização da resistência ao corte *in situ* por Caicedo *et al* (2002a e 2002b): (a) caixa de corte de grandes dimensões; (b) presso-ficómetro; (c) parâmetros de corte obtidos por vários métodos.

Figura 2.17 – Ensaio de corte *in situ* (Mazzucato *et al*, 1999).

Figura 2.18 – Resistência ao corte directo, Landva & Clark (1990).

Figura 2.19 – Resistência ao corte directo (a) Kavazanjian *et al* (1999), (b) Thomas *et al* (1999).

Figura 2.20 – Resistência ao corte directo: (a) em função do deslocamento (Manassero *et al*, 1996); (b) em função da tensão normal (Van Impe, 1998).

Figura 2.21 – Resultados de ensaios de corte directo (Zeccos, 2005).

Figura 2.22 – Resultados de ensaios de resistência à tracção (Kolsch, 1995).

Figura 2.23 – Curvas típicas tensão deformação em ensaios triaxiais.

Figura 2.24 – Determinação dos parâmetros de resistência mobilizados para diferentes níveis de deformação (Konig & Jessberger, 1997).

Figura 2.25 – Modelo de rotura de RSU com 1 a 3 anos de idade (Jessberger *et al*, 1995).

Figura 2.26 – Variação de  $c$  e  $\phi$  em função da deformação axial e do teor em fibras (Kockel & Jessberger, 1995).

Figura 2.27 – Curvas tensão de corte versus deslocamento horizontal: (a) matriz, (b) matriz reforçada (Fucale & Jucá, 2006).

Figura 2.28 – Curvas tensão-deformação de RSU frescos com e sem cinzas (Grisolia *et al*, 1995a)).

Figura 2.29 – Influência do peso volúmico nos parâmetros de resistência ao corte.

Figura 2.30 – Variação dos parâmetros de resistência ao corte em função do peso volúmico (Jessberger, 1990).

Figura 2.31 – Ensaio triaxiais em RSU de diferentes idades (Machado *et al*, 2006a)).

Figura 2.32 – Variação da resistência ao corte dos RSU com a idade (Kockel, 1995).

Figura 2.33 – Variação da coesão em função do teor em água (Gabr & Valero, 1995).

Figura 2.34 – Resultados de ensaios triaxiais em diferentes tipos de RSU (Zeccos, 2005).

Figura 2.35 – Resultados de ensaios triaxiais realizados sobre o mesmo tipo de RSU (Zeccos, 2005).

Figura 2.36 – Ensaio em modelo centrífugo: (a) talude a 90° (Jessberger *et al*, 1993); (b) talude a 80° (Jessberger *et al*, 1995); (c) talude a 75° com sobrecarga na crista (Kockel, 1995).

Figura 2.37 – Valores de  $c$  e  $\phi$  determinados por vários métodos (adaptado a partir de Kockel & Jessberger, 1995 e Vilar & Carvalho, 2002).

Figura 2.38 – Valores de  $c$  e  $\phi$  recomendados para projecto (Sanchez-Alciturri *et al.*, 1993a)).

Figura 2.39 – Valores de  $\nu$  obtidos em ensaios triaxiais (Jessberger & Kockel, 1993).

Figura 2.40 – Valores de  $k_0$  obtidos em ensaios triaxiais (Towhata *et al*, 2004).

Figura 2.41 – Valores de  $k_0$  obtidos em ensaios de compressão confinada: (a) célula de compressão; (b) variação de  $k_0$  em função do teor em fibras (Landva *et al*, 2000).

Figura 2.42 – Valores de  $k_0$  obtidos em ensaios pressiométricos (Dixon *et al*, 1999).

Figura 2.43 – Valores de  $k_0$  obtidos por medição *in situ* com células de tensão: (a) Ngambi *et al* (2001); (b) Dixon *et al* (2004).

Figura 2.44 – Valores de  $\nu$ : (a) em função da deformação de corte; (b) em função do peso volúmico (Zeccos, 2005).

Figura 2.45 – Compilação de valores de  $\nu$  e  $k_0$  em função da profundidade (Zeccos, 2005).

### Capítulo 3. Resíduos Sólidos Urbanos. Deformabilidade

Figura 3.1 – Curva teórica de compressibilidade de RSU (Grisolia *et al* 1995c)).

Figura 3.2 – Factores que afectam a compressibilidade dos RSU (Grisolia *et al* 1993).

Figura 3.3 – Curvas possíveis de assentamentos em função da densidade inicial dos aterros (Morris & Woods, 1990).

Figura 3.4 – Curva teórica de assentamentos em RSU: (a) Edgers *et al* (1992); (b) König *et al* (1996).

Figura 3.5 – Esquema de assentamentos em RSU (Gourc *et al*, 1998).

Figura 3.6 – Módulos de reacção em resíduos de aterros do Canadá (Landva & Clark, 1990).

Figura 3.7 - Curvas típicas de ensaios de carga em placa em RSU: (a) Van Impe, 1998; (b) Santos *et al*, 1998).

Figura 3.8 - Velocidade das ondas de corte em função da profundidade (Van Impe, 1998).

Figura 3.9 - Resultados de ensaios com pressiómetro auto-perfurante (Dixon *et al*, 1999).

Figura 3.10 – Medidas de assentamentos superficiais de vários aterros sanitários após o seu encerramento: (a) Edgers *et al* (1992); (b) König *et al* (1996).

Figura 3.11 – Variação da velocidade dos assentamentos em função do tempo (Coumoulos & Koryalos, 1997).

Figura 3.12 – Assentamentos em função do logaritmo do tempo (Manassero *et al*, 1996, adaptado de Boutwell & Fiore, 1995).

Figura 3.13 – Variação do índice de compressão secundária em função da altura do aterro e do tempo, considerando 2 critérios de  $t_0$  (Gonzalez, 1995).

Figura 3.14 – Assentamentos internos: (a) Siegel *et al* (1990); (b) Coduto & Huitric (1990).

Figura 3.15 – Curvas típicas de assentamento e velocidade de deformação em função do tempo em RSU com 15 anos (Carvalho, 1999).

Figura 3.16 – Curvas típicas de assentamento e velocidade de deformação em função do tempo em RSU recentes (Pereira, 2000).

Figura 3.17 – Variação do coeficiente de compressão secundária com: (a) idade dos resíduos; (b) antes e após aplicação de sobrecarga (Olivier, 2003).

Figura 3.18 – Assentamentos em aterro experimental (Stulgis *et al*, 1995).

Figura 3.19 – Assentamento em função da profundidade ao fim de 47 dias (Watts & Charles, 1990).

Figura 3.20 – Ensaio de compressão confinada em resíduos de aterros do Canadá (Landva & Clark, 1990).

Figura 3.21 – Influência da decomposição da matéria orgânica nos assentamentos (Wardwell & Nelson (1981, *in* Manassero *et al*, 1996).

Figura 3.22 – Resultados de ensaios edométricos em RSU com 15 anos (Jessberger & Kockel, 1993).

Figura 3.23 – Curvas típicas de ensaios de consolidação unidimensional (Carvalho, 1999).

Figura 3.24 – Curvas assentamento /  $\log t$  para  $P=50$  kPa (Tapahuasco & Murrieta, 2006).

Figura 3.25 – Resultados de ensaios edométricos (Hossain *et al*, 2003).

Figura 3.26 – Célula Pitsea (Powrie *et al*, 2000).

Figura 3.27 – Resultados de ensaios com a célula Pitsea (Powrie *et al*, 2000; Beaven & Powrie, 1995).

Figura 3.28 – Célula C4DC (Olivier, 2003).

Figura 3.29 – Célula C4DC: resultados da fase de compressão primária (Olivier, 2003).

Figura 3.30 – Célula C4DC: resultados da fase de compressão secundária (Olivier, 2003).

Figura 3.31 – Célula BRE: (a) equipamento (Watts *et al*, 2001); (b) resultados (Olivier, 2003).

Figura 3.32 – Variação de  $Cc'$  e  $C\alpha'$  com o índice de vazios inicial,  $e_0$ .

Figura 3.33 – Variação de  $C\alpha'$  com a altura dos aterros (Manassero *et al*, 1996).

Figura 3.34 – Limites de variação do módulo de rigidez,  $E_s$ , com a tensão vertical (Konig & Jessberger, 1997).

Figura 3.35 – Variação do módulo de rigidez,  $E_s$ , em função da tensão aplicada e da idade dos resíduos (Konig & Jessberger, 1997).

Figura 3.36 – Representação do modelo proposto por Gibson & Lo (1961, *in* Ranguette *et al*, 1989).

Figura 3.37 – Valores de  $a$ ,  $b$  e  $\lambda/b$  propostos por Edil *et al* (1990).

Figura 3.38 – Modelo proposto por Bjarngard & Edgers (1990).

Figura 3.39 – Ilustração da discretização de um aterro em camadas elementares (Olivier, 2003).

Figura 3.40 – Assentamento primário das camadas elementares  $i$  a  $n$  (Olivier, 2003).

Figura 3.41 – Assentamento secundário das camadas elementares  $i$  a  $n$  (Olivier, 2003).

Figura 3.42 – Definição da idade média do aterro,  $t_1$  (Yen & Scanlon, 1975).

Figura 3.43 – Variação de: (a) taxa de assentamento com a altura e idade média do aterro; (b) coeficientes  $a$  e  $b$  com a altura do aterro (Sohn & Lee, 1994).

Figura 3.44 – Variação do assentamento em função do tempo (Gandolla *et al*, 1992).

Figura 3.45 – Princípios do modelo proposto por Coumoulos & Koryalos (1997 e 1999).

Figura 3.46 – Princípios do modelo proposto por Edgers *et al* (1992).

Figura 3.47 – Curva típica de crescimento de bactérias (Mitchell, 1974).

Figura 3.48 – Modelo reológico composto proposto por Marques (2001).

Figura 3.49 – Esquema de sobreposição dos efeitos de compressão (Marques, 2001).

Figura 3.50 – Esquema da compressão secundária mecânica e biológica (Marques, 2001).

#### **Capítulo 4. Trabalho Experimental. Aterro Sanitário de Santo Tirso**

Figura 4.1 – Organigrama de Processo do SIRVA.

Figura 4.2 – Vista aérea do aterro sanitário de Sto Tirso na fase final de exploração.

Figura 4.3 – Planta geral do aterro sanitário de Sto Tirso (final da exploração).

Figura 4.4 – Deposição: (a) esquema simplificado do método de deposição; (b) fotografias ilustrativas do procedimento de deposição e do aspecto da frente de uma camada.

Figura 4.5 – Quantidades e tipos de resíduos depositados no aterro sanitário de Sto Tirso: (a) por ano; (b) total.

Figura 4.6 – Composição média dos resíduos directos e do refugo depositado.

Figura 4.7 – Composição média dos resíduos depositados.

Figura 4.8 – Composição dos resíduos depositados em função do seu carácter orgânico e inorgânico.

Figura 4.9 – Localização em planta das áreas de estudo (levantamento topográfico à data de início dos trabalhos).

Figura 4.10 – Perfis transversais das áreas de estudo (levantamento topográfico à data de início dos trabalhos).

Figura 4.11 – Células de tensão, sensores de temperatura e clinómetros instalados: (a) tensões totais a 45° e 90°; (b) tensões totais a 0°; (c) tensões intersticiais.

Figura 4.12 – Aspectos da instalação de um conjunto de células (Estação A).

Figura 4.13 – Aspectos de células instaladas a 45° e 90° vários meses após a sua instalação.

Figura 4.14 – Piezómetro de tubo aberto: (a) corrente ( $P_{TA}$ ); (b) vectorial ( $P_{TAV}$ ); (c) fotografias da instalação e do aspecto final de piezómetros  $P_{TAV}$ .

Figura 4.15 – Aspecto da espuma produzida pelos lixiviados e biogás.

Figura 4.16 – Pormenores da base dos inclinómetros: (a) sistema de impermeabilização dos taludes do aterro; (b) selagem em zonas sem resíduos; (c) selagem em furos de sondagem.

Figura 4.17 – Aspectos das calhas inclinométricas, aranhas e placas magnéticas utilizadas e de procedimentos de montagem.

Figura 4.18 – Marco para controlo dos movimentos superficiais.

Figura 4.19 – Sistemas de leitura manuais e automático.

Figura 4.20 – Esquema de instrumentação implementado – Estações A, B e C.

## **Capítulo 5. Resultados Experimentais. Sondagens, Ensaios *In Situ* e Ensaios de Laboratório**

Figura 5.1 – Aspecto geral e pormenores do equipamento utilizado na realização das sondagens e dos ensaios SPT.

Figura 5.2 – Gráfico da sondagem A4-SI<sub>1</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.3 – Gráfico da sondagem A4-SP e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.4 – Gráfico da sondagem A3-SI<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.5 – Gráfico da sondagem A4-SI<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.6 – Gráfico da sondagem B1-SP<sub>1</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.7 – Gráfico da sondagem B1-SI<sub>1</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.8 – Gráfico da sondagem B2-SP e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.9 – Gráfico da sondagem B1-SI<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.10 – Gráfico da sondagem B1-SP<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.11 – Gráfico da sondagem C1-SP e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.12 – Gráfico da sondagem C2-SP e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.13 – Gráfico da sondagem C2-SI<sub>1</sub>\* e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.14 – Gráfico da sondagem C2-SI<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Figura 5.15 – Histogramas de frequência dos valores de N: (a) na totalidade; (b) por estação estudada.

Figura 5.16 – Variação dos valores discretos e médios de  $N(60)$  em função da profundidade: (a) totalidade dos valores; (b) desprezando valores anómalos.

Figura 5.17 – Variação dos valores de  $N(60)$  em função da tensão efectiva vertical (a); histograma de frequência dos valores de  $(N_1)_{60}$  (b).

Figura 5.18 – Pesos volúmicos totais,  $\gamma$ , em função da profundidade: (a) totalidade dos valores; (b) valores obtidos em cada estação (sem valores “anómalos”).

Figura 5.19 – Pesos volúmicos médios de cada estação em função da descrição do grau de humidade.

Figura 5.20 – Pesos volúmicos médios das amostras AM em função da respectiva profundidade.

Figura 5.21 – Aspecto geral e pormenor da ponteira utilizados na realização dos ensaios CPT.

Figura 5.22 – Resultados dos ensaios de penetração estática, CPT, da Estação B.

Figura 5.23 – Resultados dos ensaios de penetração estática, CPT, da Estação C.

Figura 5.24 – Histogramas de frequência dos valores de  $q_c$ ,  $f$  e  $R$  (ensaios CPT).

Figura 5.25 – Projecção dos valores de  $q_c$  e  $R$  no ábaco de Schmertmann (1978).

Figura 5.26 – Equipamento do ensaio de carga em placa em profundidade: (a) esquema geral, (b) aspecto geral do equipamento; (c) aspecto da placa.

Figura 5.27 – Resultados dos ensaios de carga em placa em profundidade (Estações B e C).

Figura 5.28 – Definição dos símbolos usados nas interpretações dos ensaios de carga em placa em profundidade (Dahlberg, 1974, *in* Strout, 2000b)).

Figura 5.29 – Ábaco para determinação do valor de  $S$  (Strout, 2000b)).

Figura 5.30 – Ábacos da Interpretação Elastoplástica (Strout, 2000b)).

Figura 5.31 – Valores dos módulos de deformabilidade,  $E$ , obtidos a partir das várias interpretações do ensaio “screw plate”.

Figura 5.32 – Valores dos módulos de deformabilidade,  $E$ , obtidos pelas interpretações Norueguesa e Elastoplástica em função das tensões de referência.



Figura 5.33 – Valores dos módulos de deformabilidade, E, obtidos pelas interpretações Norueguesa e Internacional.

Figura 5.34 – Valores dos módulos de deformabilidade, E, obtidos pelas interpretações Norueguesa e Internacional em função da: (a) profundidade; (b) tensão efectiva vertical *in situ*.

Figura 5.35 – Comparação dos resultados de análises granulométricas a partir de amostras de diferentes dimensões.

Figura 5.36 – Comparação dos resultados de análises granulométricas a partir de diferentes metodologias de ensaio e de preparação das amostras.

Figura 5.37 – Aspecto da divisão granulométrica de uma amostra.

Figura 5.38 – Curvas granulométricas dos resíduos das estações A, B e C.

Figura 5.39 – Variação da percentagem média de material passado em função da proveniência das amostras (estações A, B e C).

Figura 5.40 – Curva granulométrica média das amostras de cada estação em função da profundidade.

Figura 5.41 – Aspecto geral da classificação manual dos resíduos quanto: (a) ao tipo; (b) à forma.

Figura 5.42 – Classificação dos resíduos amostrados: (a) quanto ao tipo; (b) quanto à forma.

Figura 5.43 – Distribuição dos tipos e formas dos constituintes dos resíduos por fracção granulométrica.

Figura 5.44 – Peso volúmico das partículas sólidas das amostras AM: (a) em função da profundidade média das amostras; (b) valores mínimos, médios e máximos.

Figura 5.45 – Teor em água dos resíduos de cada estação: (a) em função da profundidade de colheita das amostras (Am); (b) em função da descrição qualitativa do grau de humidade dos resíduos.

Figura 5.46 – Comparação entre os valores de teor em água em função da profundidade de colheita das amostras e do teor em água em função da precipitação média no mês anterior à colheita das amostras.

Figura 5.47 – Teor em matéria orgânica dos resíduos de cada estação: (a) total e oxidável em função da profundidade de colheita das amostras (Am); (b) valores médios.

Figura 5.48 – Resultados dos ensaios de alcalinidade.

Figura 5.49 – Resultados dos ensaios de azoto amoniacal,  $\text{NH}_3\text{-N}$ .

Figura 5.50 – Resultados dos ensaios de determinação de nitratos,  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

Figura 5.51 – Resultados dos ensaios de determinação de fósforo,  $\text{PO}_4$ .

Figura 5.52 – Resultados dos ensaios de determinação da carência química de oxigénio, CQO.

Figura 5.53 – Resultados dos ensaios de determinação da carência bioquímica de oxigénio,  $\text{CBO}_5$ .

Figura 5.54 – Resultados dos ensaios de determinação de pH.

Figura 5.55 – Edómetro de grandes dimensões: (a) aspecto geral; (b) e (c) pormenores.

Figura 5.56 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-A3I<sub>2</sub>.

Figura 5.57 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-A4I<sub>2</sub>.

Figura 5.58 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM1-B2P.

Figura 5.59 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-B2P.

Figura 5.60 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-B1I<sub>2</sub>.

Figura 5.61 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM1-C1P.

Figura 5.62 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-C2I<sub>2</sub>.

Figura 5.63 – Variação do índice (a) e do coeficiente (b) de compressão primária em função do índice de vazios inicial.

Figura 5.64 – Variação do índice de compressão secundária com o índice de vazios inicial (a) e com a tensão vertical (b).

Figura 5.65 – Variação dos coeficientes de compressão secundária com o índice de vazios inicial (a) e com a tensão vertical (b).

Figura 5.66 – Variação dos módulos de deformabilidade edométricos com o índice de vazios inicial (a) e com a tensão vertical (b).

Figura 5.67 – Equipamento utilizado na realização dos ensaios de compressão triaxial.

Figura 5.68 – Sistemas usados para controlo das deformações volumétricas: (a) medidor de volume de pequena capacidade com sistema reversível; (b) cilindro pneumático.

Figura 5.69 – Fotografias ilustrativas de várias fases dos ensaios triaxiais sobre amostras de resíduos.

Figura 5.70 – Curvas deformação volumétrica – logaritmo do tempo da fase de consolidação isotrópica.

Figura 5.71 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM2-A3I<sub>2</sub>.

Figura 5.72 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM2-A4I<sub>2</sub>.

Figura 5.73 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM2-B1I<sub>2</sub>.

Figura 5.74 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM3-B1I<sub>2</sub>.

Figura 5.75 – Variação do módulo de deformabilidade secante (a) e do coeficiente de Poisson (b) em função da deformação axial da amostra AM2-A2I<sub>2</sub>.

Figura 5.76 – Variação do módulo de deformabilidade secante (a) e do coeficiente de Poisson (b) em função da deformação axial da amostra AM2-A4I<sub>2</sub>.

Figura 5.77 – Variação do módulo de deformabilidade secante (a) e do coeficiente de Poisson (b) em função da deformação axial da amostra AM2-B1I<sub>2</sub>.

Figura 5.78 – Variação do módulo de deformabilidade secante (a) e do coeficiente de Poisson (b) em função da deformação axial da amostra AM3-B1I<sub>2</sub>.

Figura 5.79 – Trajectórias de tensões e envolventes de resistência da amostra AM2-A3I<sub>2</sub>.

Figura 5.80 – Trajectórias de tensões e envolventes de resistência da amostra AM2-A4I<sub>2</sub>.

Figura 5.81 – Trajectórias de tensões e envolventes de resistência da amostra AM2-B1I<sub>2</sub>.

Figura 5.82 – Trajectórias de tensões e envolventes de resistência da amostra AM3-B1I<sub>2</sub>.

Figura 5.83 – Variação dos valores da coesão e do ângulo de atrito dos resíduos em função da deformação axial.

Figura 5.84 – Curvas deformação volumétrica – logaritmo do tempo da fase de consolidação isotrópica dos provetes de matriz.

Figura 5.85 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da matriz dos resíduos.

Figura 5.86 – Variação do módulo de deformabilidade secante e do coeficiente de Poisson em função da deformação axial dos provetes de matriz.

Figura 5.87 – Trajectórias de tensões e envolventes de resistência das amostras de matriz.

Figura 5.88 – Variação dos valores da coesão e do ângulo de atrito da matriz em função da deformação axial.

## **Capítulo 6. Resultados Experimentais. Monitorização**

Figura 6.1 – Controlo topográfico da subestação A1.

Figura 6.2 – Controlo topográfico da subestação A2.

Figura 6.3 – Controlo topográfico da subestação A3.

Figura 6.4 – Controlo topográfico da subestação A4.

Figura 6.5 – Controlo topográfico da subestação B1.

Figura 6.6 – Controlo topográfico da subestação B2.

Figura 6.7 – Controlo topográfico do marco superficial M6.

Figura 6.8 – Controlo topográfico da subestação C1.

Figura 6.9 – Controlo topográfico da subestação C2.

Figura 6.10 – Controlo das placas e aranhas magnéticas da subestação A1.

Figura 6.11 – Controlo das placas e aranhas magnéticas da subestação A3.

Figura 6.12 – Controlo das placas e aranhas magnéticas da subestação A4.

Figura 6.13 – Controlo das placas e aranhas magnéticas da subestação B1.

Figura 6.14 – Resultados dos piezómetros da subestação A1.

Figura 6.15 – Resultados dos piezómetros da subestação A2.

Figura 6.16 – Resultados dos piezómetros da subestação A3.

Figura 6.17 – Resultados dos piezómetros da subestação A4.

Figura 6.18 – Resultados dos piezómetros da subestação B1.

Figura 6.19 – Resultados dos piezómetros da subestação B2.

Figura 6.20 – Resultados dos piezómetros da subestação C1.

Figura 6.21 – Resultados dos piezómetros da subestação C2.

Figura 6.22 – Precipitação mensal na região do aterro sanitário de Sto Tirso ([www.snig.igeo.pt](http://www.snig.igeo.pt)).

Figura 6.23 - Esquema teórico de instalação de cada conjunto de células de pressão: (a) em planta, (b) em corte.

Figura 6.24 – Resultados das Cel-A1inf.

Figura 6.25 – Resultados das Cel-A1sup.

Figura 6.26 – Resultados das Cel-A2inf.

Figura 6.27 – Resultados das Cel-A2sup.

Figura 6.28 – Resultados das Cel-A3sup.

Figura 6.29 – Resultados do controlo dos níveis de lixiviados da subestação A1.

Figura 6.30 – Resultados do controlo dos níveis de lixiviados da subestação A2.

Figura 6.31 – Resultados do controlo dos níveis de lixiviados da subestação A3.

Figura 6.32 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A1inf.

Figura 6.33 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A1sup.

Figura 6.34 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A2inf.

Figura 6.35 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A2sup.

Figura 6.36 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A3sup.

Figura 6.37 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A1inf.

Figura 6.38 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A1sup.

Figura 6.39 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A2inf.

Figura 6.40 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A2sup.

Figura 6.41 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A3sup.

Figura 6.42 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A1.

Figura 6.43 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A2.

Figura 6.44 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A3.

Figura 6.45 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A4.

Figura 6.46 – Resultados do controlo da temperatura da subestação B1.

Figura 6.47 – Resultados do controlo da temperatura da subestação B2.

Figura 6.48 – Resultados do controlo da temperatura da subestação C1.

Figura 6.49 – Resultados do controlo da temperatura da subestação C2.

## **Capítulo 7. Propriedades Físicas e Bioquímicas dos Resíduos. Análise de Resultados**

Figura 7.1 – Relação entre o teor em matéria orgânica e a idade dos resíduos (excluindo as amostras da Estação C – 1ª camada).

Figura 7.2 – Relação entre o teor em matéria orgânica oxidável e a idade dos resíduos (idade e idade aferida).

Figura 7.3 – Relação entre o teor em matéria orgânica total e a idade dos resíduos (idade e idade aferida).

Figura 7.4 – Variação da degradação da matéria orgânica em função da idade dos resíduos.

Figura 7.5 – Variação da taxa de hidrolisação,  $k_h$ , em função da idade dos resíduos.

Figura 7.6 – Comparação dos fusos granulométricos obtidos para as amostras do aterro sanitário de Sto Tirso e os obtidos por Jessberger (1994) e por Carvalho (1999).

Figura 7.7 – Variação da percentagem de material passado em função da idade dos resíduos.

Figura 7.8 – Coeficientes de uniformidade e de curvatura: (a) em função da idade média das amostras; (b) valores médios totais e por profundidade de colheita das amostras em cada estação.

Figura 7.9 – Evolução da composição dos resíduos do aterro de Sto Tirso em função da proveniência das amostras, segundo as propostas de: (a) Grisolia *et al* (1995a); (b) Landva & Clark (1990).

Figura 7.10 – Evolução dos principais constituintes dos resíduos do aterro de Sto Tirso em função da idade das amostras.

Figura 7.11 – Evolução da forma dos resíduos do aterro de Sto Tirso em função da idade.

Figura 7.12 – Evolução do teor em água dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso em função da idade.

Figura 7.13 – Evolução do teor em água dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso com a percentagem de têxteis.

Figura 7.14 – Evolução do teor em água dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso com o teor em matéria orgânica.

Figura 7.15 – Evolução dos pesos volúmicos total e seco em função da idade dos resíduos.

Figura 7.16 – Evolução do peso volúmico total das amostras AM em função do teor em água.

Figura 7.17 – Evolução do peso volúmico total em função do teor em matéria orgânica oxidável e total.

Figura 7.18 – Evolução do peso volúmico seco em função dos teores em água e em matéria orgânica.

Figura 7.19 – Dados da análise estatística da variação do peso volúmico em função da profundidade.

Figura 7.20 – Evolução do peso volúmico total em função da profundidade.

Figura 7.21 – Evolução do peso volúmico total em função da tensão efectiva vertical.

Figura 7.22 – Significado físico dos parâmetros hiperbólicos  $a$  e  $b$  (adaptado de Zeccos, 2005).

Figura 7.23 – Razão de incremento do peso volúmico nos níveis mais superficiais em função: (a) da profundidade; (b) da tensão efectiva vertical.

Figura 7.24 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A1 a partir da monitorização do aterro (Cel-A1inf.).

Figura 7.25 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A1 a partir da monitorização do aterro (Cel-A1sup.).

Figura 7.26 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A2 a partir da monitorização do aterro (Cel-A2inf.).

Figura 7.27 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A2 a partir da monitorização do aterro (Cel-A2sup.).

Figura 7.28 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A3 a partir da monitorização do aterro (Cel-A3sup.).

Figura 7.29 – Relação entre o peso volúmico médio e a tensão vertical efectiva após o fim da deposição: (a) parâmetros não normalizados; (b) parâmetros normalizados.

Figura 7.30 – Evolução dos pesos volúmicos normalizados em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

Figura 7.31 – Evolução da relação entre o peso volúmico normalizado e a tensão efectiva vertical normalizada em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

Figura 7.32 – Variação do peso volúmico das partículas sólidas em função da idade dos resíduos.

Figura 7.33 – Evolução da relação entre os pesos volúnicos das partículas sólidas e os secos em função da idade dos resíduos.

Figura 7.34 – Variação do índice de vazios e do grau de saturação das amostras de resíduos em função da idade dos resíduos.

Figura 7.35 – Variação do índice de vazios e do grau de saturação dos resíduos em função da profundidade das amostras.

Figura 7.36 – Representação esquemática dos processos associados à variação volumétrica dos resíduos (sob carga constante).

Figura 7.37 – Evolução das temperaturas do corpo do aterro durante a fase “construtiva” (Estação A).

Figura 7.38 – Evolução das temperaturas do corpo do aterro durante a fase “pós construtiva”.

Figura 7.39 – Variação da condutividade hidráulica de RSU em função da tensão aplicada.

Figura 7.40 – Variação da condutividade hidráulica de RSU em função da idade das amostras.

Figura 7.41 – Variação da composição de alguns parâmetros do lixiviado em função da fase de decomposição (adaptado de Williams, 1998 e Christensen & Kjeldsen, 1989).

Figura 7.42 – Variação dos parâmetros químicos (pH e alcalinidade) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função da idade média dos RSU depositados.

Figura 7.43 – Variação dos parâmetros químicos (CQO, CBO<sub>5</sub> e NH<sub>3</sub>-N) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função da idade média dos RSU depositados.

Figura 7.44 – Variação dos parâmetros químicos (NO<sub>3</sub>-N e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função da idade média dos RSU depositados.

Figura 7.45 – Variação dos parâmetros químicos (pH) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

Figura 7.46 – Variação dos parâmetros químicos (alcalinidade, CQO e CBO<sub>5</sub>) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

Figura 7.47 – Variação dos parâmetros químicos (NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

## Capítulo 8. Propriedades Mecânicas dos Resíduos. Análise de Resultados

Figura 8.1 – Curvas de variação do índice de vazios em função da tensão de consolidação dos ensaios triaxiais.

Figura 8.2 – Variação dos índices e coeficientes de compressão primária em função do índice de vazios inicial, determinados a partir dos ensaios triaxiais.

Figura 8.3 – Índices e coeficientes de compressão primária determinados para o aterro de Sto Tirso a partir dos ensaios de laboratório e publicados por outros autores, em função do índice de vazios inicial.

Figura 8.4 – Parâmetros geométricos associados à determinação do coeficiente de compressão primária a partir do topo do aterro.

Figura 8.5 – Diferenças entre os valores de  $\sigma'_v$  obtidos a partir dos registos das células de pressão e os calculados a partir dos pesos volúnicos médios considerados.

Figura 8.6 – Parâmetros geométricos associados à determinação do coeficiente de compressão primário a partir do corpo do aterro.

Figura 8.7 – Assentamentos das placas magnéticas da subestação A1 durante a fase de deposição.

Figura 8.8 – Assentamentos das placas magnéticas da subestação A3 durante a fase de deposição.

Figura 8.9 – Assentamentos das placas magnéticas da subestação A4 durante a fase de deposição.

Figura 8.10 – Curvas assentamento-logaritmo da tensão aplicada dos ensaios de carga em placa em profundidade (Estações B e C).

Figura 8.11 – Coeficientes de compressão primária determinados a partir dos ensaios de carga em placa em profundidade em função: (a) do acréscimo da tensão vertical; (b) da profundidade do ensaio.

Figura 8.12 – Coeficientes de compressão primária determinados a partir de ensaios de laboratório e *in situ* e da monitorização do aterro em função da idade média dos resíduos.

Figura 8.13 – Coeficientes de compressão primária em função: (a) do acréscimo da tensão efectiva vertical; (b) da tensão de confinamento inicial; (c) da relação entre as alturas da sobrecarga e a inicial.

Figura 8.14 – Parâmetros estatísticos da distribuição dos valores de  $Cc'$  determinados por diferentes metodologias.

Figura 8.15 – Comparação dos valores de  $C\alpha$  e  $C\alpha'$  obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso a partir dos ensaios edométricos com os publicados por outros autores.

Figura 8.16 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Subestação A1 após deposição de cada camada.

Figura 8.17 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Subestação A2 após deposição de cada camada.



Figura 8.18 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Subestação A3 após deposição de cada camada.

Figura 8.19 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Subestação A4 após deposição de cada camada.

Figura 8.20 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Estação B após o fim da deposição das subestações.

Figura 8.21 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Estação C após o fim da deposição das subestações.

Figura 8.22 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos do Marco M6 após o fim da deposição.

Figura 8.23 – Variação dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir do controlo topográfico do topo do aterro em função da: (a) idade média da coluna de resíduos; (b) altura de resíduos.

Figura 8.24 – Comparação entre os coeficientes de correlação obtidos por ajuste e funções hiperbólicas, logarítmicas e exponenciais aos dados da velocidade dos assentamentos (Estação A).

Figura 8.25 – Assentamentos registados pelas placas e aranhas magnéticas das Subestações A3, A4 e B1.

Figura 8.26 – Variação dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos subjacente às placas/aranhas determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro em função da: (a) idade média da coluna de resíduos; (b) altura total de resíduos; (c) altura de resíduos abaixo das placas/aranhas; (d) altura de resíduos acima das placas/aranhas.

Figura 8.27 – Variação dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos sobrejacente às células de pressão em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

Figura 8.28 – Variação dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos sobrejacente às células de pressão em função da idade média dos resíduos.

Figura 8.29 – Coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos em função do tempo decorrido após o fim da deposição, determinados a partir dos pesos volúnicos médios e do controlo topográfico do topo do aterro.

Figura 8.30 – Esquema de determinação dos assentamentos de uma camada individual.

Figura 8.31 – Assentamentos secundários da 1<sup>a</sup>, 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> camadas de resíduos em função do tempo decorrido após o fim da deposição da camada respectiva.

Figura 8.32 – Assentamentos secundários da 6<sup>a</sup> a 9<sup>a</sup> camadas de resíduos em função do tempo decorrido após o fim da deposição da camada respectiva.

Figura 8.33 – Variação dos coeficientes de compressão secundária das camadas de resíduos em função da: (a) idade média da camada; (b) altura da camada; (c) altura total de resíduos.

Figura 8.34 – Variação dos coeficientes de compressão secundária determinados por diferentes procedimentos em função da: (a) idade média dos resíduos; (b) altura total de resíduos.

Figura 8.35 – Parâmetros estatísticos da distribuição dos valores de  $C\alpha'_1$  e  $C\alpha'_2$ , durante e após o fim da deposição no aterro, determinados por diferentes metodologias.

Figura 8.36 – Curva teórica de assentamento dos resíduos a partir do fim da deposição de um aterro sanitário.

Figura 8.37 – Coeficientes de Poisson e de impulso determinados a partir dos ensaios triaxiais em função da deformação axial.

Figura 8.38 – Coeficientes de Poisson obtidos de ensaios triaxiais por Carvalho (1999).

Figura 8.39 – Coeficientes de Poisson do aterro sanitário de Sto Tirso e compilados por Zeccos (2005) a partir de ensaios de laboratório.

Figura 8.40 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso em função do tempo decorrido desde o início da deposição (Subestações A3 e A2).

Figura 8.41 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso em função do tempo decorrido desde o início da deposição (Subestação A1).

Figura 8.42 – Variação dos coeficientes de Poisson em função do tempo decorrido desde o início da deposição (Subestações A3 e A2).

Figura 8.43 – Variação dos coeficientes de Poisson em função do tempo decorrido desde o início da deposição (Subestação A1).

Figura 8.44 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson em função do tempo decorrido após o fim da deposição e da profundidade das células.

Figura 8.45 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson em função da idade média da coluna de RSU acima das células.

Figura 8.46 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson, após o fim da deposição no aterro, em função da tensão efectiva de confinamento ( $\sigma'_{oct}$ ).

Figura 8.47 – Coeficientes de impulso em repouso e de Poisson determinados através da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso e compilados por Zeccos (2005), em função da profundidade.

Figura 8.48 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson em função dos assentamentos da coluna de resíduos acima das células.

Figura 8.49 – Módulo de deformabilidade confinado dos resíduos de Sto Tirso e publicados por outros autores, em função da tensão vertical.

Figura 8.50 – Comparação entre os módulos de deformabilidade não confinados obtidos por ensaios edométricos e triaxiais ( $\epsilon_a = 15\%$ ).

Figura 8.51 – Representação esquemática de procedimento utilizado na determinação dos módulos de deformabilidade a partir da monitorização do aterro.

Figura 8.52 – Módulos de deformabilidade determinados a partir da monitorização do aterro em função da: (a) tensão efectiva vertical inicial; (b) assentamento da coluna abaixo das células.

Figura 8.53 – Comparação dos módulos de deformabilidade (confinados e não confinados) determinados a partir dos ensaios triaxiais e edométricos e da monitorização do aterro em função da: (a) tensão vertical; (b) tensão de confinamento octaédrica.

Figura 8.54 – Módulos de deformabilidade não confinados dos RSU do aterro de Sto Tirso e publicados.

Figura 8.55 – Relação de  $E_s$  a partir de ensaios de laboratório e  $N_{60med}$ .

Figura 8.56 – Relação de  $E_s$  e  $E_{oed}$  a partir de ensaios de laboratório e  $q_{cmed}$ .

Figura 8.57 – Módulos de deformabilidade não confinados dos RSU do aterro sanitário de Sto Tirso definidos por correlação com os ensaios SPT e CPT e a partir dos ensaios de laboratório e da monitorização do aterro.

Figura 8.58 – Comparação entre os módulos de deformabilidade determinados a partir dos ensaios de carga em placa em profundidade (*screw plate*) e dos ensaios edométricos.

Figura 8.59 – Comparação entre os resultados dos ensaios triaxiais dos RSU de Sto Tirso e de outros aterros sanitários (tensão de desvio *versus* deformação axial).

Figura 8.60 – Comparação entre os parâmetros de resistência dos RSU de Sto Tirso e de outros aterros sanitários ( $c'$  e  $\phi'$  *versus* deformação axial).

Figura 8.61 – Variação dos parâmetros de resistência dos RSU de Sto Tirso em função da idade média dos RSU ensaiados.

Figura 8.62 – Variação dos parâmetros de resistência dos RSU de Sto Tirso em função da quantidade média de elementos fibrosos e granulares das amostras.

Figura 8.63 – Variação dos parâmetros de resistência de vários resíduos em função da tensão média de confinamento.

Figura 8.64 – Variação dos parâmetros de resistência: (a) dos resíduos de Sto Tirso determinados por ensaios triaxiais; (b) de vários resíduos determinados por retro-análises e por ensaios de laboratório e de campo.

Figura 8.65 – Envolventes de “rotura” dos RSU e da matriz: (a) não linear; (b) linear.

Figura 8.66 – Relação entre os valores de  $\phi'$  dos ensaios triaxiais e  $N_1(60)_{med}$  correspondentes e estimativa de  $\phi'$  a partir de  $N_1(60)$  por correlações de solos.

Figura 8.67 – Variação dos valores das constantes  $a$  e  $b$  em função do nível de deformação axial de estimativa de  $\phi'$ .

Figura 8.68 – Variação  $\phi'$  em função de  $N_1(60)$  correspondentes e estimativa de  $\phi'$  a partir de: (a) correlações directas com  $N_1(60)$ ; (b) correlação “geral” ( $a$  e  $b$  por correlação).

Figura 8.69 – Comparação entre os valores de  $\phi'$  obtidos por correlação com os ensaios SPT, por correlação com o ensaio CPT para solos arenosos e por um ensaio triaxial.

Figura 8.70 – Comparação entre os valores de  $\phi'$  obtidos por correlação com os ensaios SPT e por ensaios triaxiais, em função da tensão de confinamento média.

## Capítulo 9. Aplicação de Modelos de Comportamento

Figura 9.1 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos modelos de Sowers e de Bjarngard & Egers para a subestação A1.

Figura 9.2 – Velocidade dos assentamentos em função do tempo (modelo de Yen & Scanlon, 1975).

Figura 9.3 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Yen & Scanlon para a subestação A2.

Figura 9.4 – Relação  $t/\Delta H$  versus tempo (modelo de Ling *et al*, 1998).

Figura 9.5 – Comparação entre os valores das constantes do modelo de Ling *et al* obtidos para o Aterro de Sto Tirso e os resultantes da aplicação do modelo a outros caso de estudo.

Figura 9.6 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Ling *et al* para a subestação A3.

Figura 9.7 – Curvas para determinação das constantes  $\lambda$  e  $b$  do modelo de Ranguette *et al* (1989).

Figura 9.8 – Comparação entre os valores das constantes do modelo de Ranguette *et al* obtidos para o Aterro de Sto Tirso e os resultantes da aplicação do modelo a outros casos de estudo.

Figura 9.9 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Ranguette *et al* para a subestação A1.

Figura 9.10 – Curvas logaritmo dos assentamentos *versus* logaritmo do tempo (modelo de Edil *et al*, 1990).

Figura 9.11 – Comparação entre os valores das constantes do modelo de Edil *et al* obtidos para o Aterro de Sto Tirso e para outros casos de estudo, em função da altura.

Figura 9.12 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Edil *et al* para a subestação A2.

Figura 9.13 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Gandolla *et al* para a subestação A3.

Figura 9.14 – Curvas logaritmo da taxa de assentamento *versus* logaritmo do tempo (modelo de Edgers *et al*, 1990).

Figura 9.15 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Edgers *et al* para a subestação A2.

Figura 9.16 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Meruelo para a subestação A1.

Figura 9.17 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Marques para a subestação A3.

Figura 9.18 – Coeficientes de compressão secundária intrínsecos determinados a partir da coluna de resíduos depositados.

Figura 9.19 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo ISPM para a subestação A1.

Figura 9.20 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos vários modelos para a Subestação A1.

Figura 9.21 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos vários modelos para a Subestação A2.

Figura 9.22 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos vários modelos para a Subestação A3.

Figura 9.23 – Influência do critério de  $t_0$  - média dos valores absolutos dos desvios para cada série de tempo considerada.

Figura 9.24 – Média dos valores absolutos dos desvios obtidos pelos vários modelos (considerando as séries com melhor desempenho para os modelos em que se testou mais do que uma série).

Figura 9.25 – Assentamentos previstos para Julho de 2017 (10 anos após a última leitura) pelos vários modelos.

Figura 9.26 – Comparação entre a média dos valores absolutos dos desvios obtidos pelos vários modelos (séries de tempo com melhor desempenho) considerando o tempo total de observação ou até 1 ano após o fim da deposição.

Figura 9.27 – Comparação entre os assentamentos previstos para Julho de 2017 considerando o tempo total de observação ou até 1 ano após o fim da deposição.

Figura 9.28 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pela conjugação dos modelos de Sowers e de Meruelo (fase construtiva).

Figura 9.29 – Variação de  $C\alpha_{mec}'$  em função da tensão aplicada (a partir dos ensaios edométricos realizados sobre amostras com idades idênticas às das colunas de resíduos analisadas).

Figura 9.30 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pela conjugação dos modelos de Sowers e de Meruelo (fase pós construtiva).



## ÍNDICE DE QUADROS

### **Capítulo 1. Resíduos Sólidos Urbanos. Propriedades Físicas e Bioquímicas**

Quadro 1.1 - Produção total de resíduos em Portugal em 2005 (INR, Jan. 2007).

Quadro 1.2 - Destino final da produção total de resíduos em Portugal (INR, Jan. 2007).

Quadro 1.3 – Classificação proposta pela ADEME – MODECOM<sup>TM</sup> (ADEME, 1993).

Quadro 1.4 - Principais propostas de classificação de RSU.

Quadro 1.5 – Valores do teor em água de resíduos sólidos publicados.

Quadro 1.6 – Valores de capacidade de campo de resíduos sólidos publicados.

Quadro 1.7 – Variação do peso volúmico de um conjunto de tubos metálicos em função do seu estado de saturação (Landva & Clark, 1990).

Quadro 1.8 – Peso volúmico de RSU – aplicabilidade de vários métodos (Gachet *et al*, 1998).

Quadro 1.9 – Peso volúmico de RSU publicados.

Quadro 1.10 – Valores de  $\gamma_i$ ,  $a$  e  $b$  propostos por Zeccos *et al* (2005).

Quadro 1.11 – Valores de condutividade hidráulica publicados.

Quadro 1.12 – Parâmetros de caracterização dos lixiviados (Tchobanoglous *et al*, 1993).

Quadro 1.13 – Variação dos parâmetros dos lixiviados em função da idade do aterro.

Quadro 1.14 – Biodegradabilidade de alguns componentes com base no teor de lignina.

### **Capítulo 2. Resíduos Sólidos Urbanos. Resistência ao Corte. Relações Tensão-Deformação**

Quadro 2.1 – Parâmetros utilizados na aplicação do modelo proposto (Machado *et al*, 2002; Vilar *et al*, 2006).

Quadro 2.2 – Parâmetros de resistência obtidos por retro-análise (Kavazanjian *et al*, 1995).

Quadro 2.3 – Valores dos parâmetros de resistência de resíduos sólidos urbanos.

Quadro 2.4 – Valores de coeficientes de Poisson e de impulso em repouso em RSU.

### **Capítulo 3. Resíduos Sólidos Urbanos. Deformabilidade**

Quadro 3.1 – Módulos de deformabilidade usualmente referidos na bibliografia.

Quadro 3.2 – Parâmetros de RSU determinados através de métodos geofísicos.

Quadro 3.3 – Resultados de ensaios com pressiómetro (Gotteland *et al*, 1995).

Quadro 3.4 – Resumo de instrumentação de 5 aterros sanitários (Olivier, 2003).

Quadro 3.5 – Resultados obtidos por Landva & Clark (2000) em edômetros de grande dimensão.

Quadro 3.6 – Resultados de ensaios edométricos e respectiva caracterização do grau de decomposição (Hossain *et al*, 2003).

Quadro 3.7 – Variação do peso volúmico das partículas e compressibilidade com a tensão aplicada (Powrie *et al*, 1999b)).

Quadro 3.8 – Resultados de ensaios na célula C4DC (Olivier, 2003).

Quadro 3.9 - Valores dos parâmetros de compressibilidade de resíduos sólidos urbanos.

Quadro 3.10 – Valores dos parâmetros *a* e *b* obtidos por König *et al* (1996).

Quadro 3.11 – Principais modelos de previsão de assentamentos.

Quadro 3.12 – Definições usuais de  $t_0$  e  $t_1$ .

Quadro 3.13 – Síntese dos parâmetros do modelo ISPM e modo de determinação.

Quadro 3.14 – Valores dos coeficientes de compressibilidade intrínsecos (Gourc & Olivier, 2005).

Quadro 3.15 – Valores dos parâmetros *m* e *n* em função da idade dos RSU (Edil *et al*, 1990).

#### **Capítulo 4. Trabalho Experimental. Aterro Sanitário de Santo Tirso**

Quadro 4.1 – Resumo das sondagens realizadas.

Quadro 4.2 – Resumo dos ensaios CPT e screw-plate.

Quadro 4.3 – Resumo das amostras de RSU colhidas (AM e Am).

Quadro 4.4 – Resumo da instrumentação das estações C e B (dados à data da instalação).

Quadro 4.5 – Resumo da instrumentação da Estação A (dados à data da instalação).

Quadro 4.6 – Resumo dos equipamentos de instrumentação instalados e danificados.

#### **Capítulo 5. Resultados Experimentais. Sondagens, Ensaios *In Situ* e Ensaios de Laboratório**

Quadro 5.1 – Módulos de deformabilidade, *E*, a partir dos ensaios de carga em placa em profundidade (de acordo com as teorias de inter

Quadro 5.2 – Resumo dos resultados da classificação das amostras de resíduos (AM).



Quadro 5.3 – Resumo dos resultados dos restantes ensaios de caracterização física das amostras de resíduos (AM).

Quadro 5.4 – Resumo dos resultados dos ensaios de caracterização química das amostras de lixiviado.

Quadro 5.5 – Resumo das características iniciais das amostras e dos valores de  $C_c$  e  $C_c'$ .

Quadro 5.6 – Resumo dos valores de  $C_\alpha$ ,  $C_\alpha'$  e  $E_{oed}$ .

Quadro 5.7 – Características iniciais e pós consolidação dos provetes dos ensaios triaxiais de resíduos.

Quadro 5.8 – Resultados dos ensaios de condutividade hidráulica.

Quadro 5.9 – Parâmetros de resistência obtidos nos ensaios triaxiais.

Quadro 5.10 – Características iniciais e pós consolidação dos provetes dos ensaios triaxiais de matriz.

Quadro 5.11 – Parâmetros de resistência obtidos nos ensaios triaxiais da matriz.

## **Capítulo 6. Resultados Experimentais. Monitorização**

Quadro 6.1 – Resumo dos dados de controlo topográfico.

Quadro 6.2 – Resumo dos dados de controlo das aranhas e placas magnéticas.

## **Capítulo 7. Propriedades Físicas e Bioquímicas dos Resíduos. Análise de Resultados**

Quadro 7.1 – Dados relativos à estimativa da idade das amostras da Estação A.

Quadro 7.2 – Dados relativos à estimativa da idade das amostras da Estação B.

Quadro 7.3 – Dados relativos à estimativa da idade das amostras da Estação C.

Quadro 7.4 – Dados relativos à estimativa da idade dos RSU dos ensaios CPT e de carga em placa.

Quadro 7.5 – Dados relativos à estimativa da idade média da coluna de RSU em cada subestação à data do final da deposição da coluna.

Quadro 7.6 – Aferição da idade das amostras da Estação C (1ª camada).

Quadro 7.7 – Coeficientes de correlação entre a variação do peso volúmico médio e o tempo decorrido após o fim da deposição.

## **Capítulo 8. Propriedades Mecânicas dos Resíduos. Análise de Resultados**

Quadro 8.1 – Valores médios dos pesos volúmcicos totais e saturados considerados no cálculo das tensões efectivas verticais.

Quadro 8.2 – Resumo dos coeficientes de compressão primária determinados a partir do registo dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico).

Quadro 8.3 – Resumo dos coeficientes de compressão primária determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro (placas e aranhas magnéticas).

Quadro 8.4 – Resumo dos valores de  $C_c'$  determinados a partir dos ensaios de carga em placa em profundidade.

Quadro 8.5 – Tempos correspondentes ao fim dos assentamentos primários e secundários (1º trecho).

Quadro 8.6 – Resumo dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir do registo dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico).

Quadro 8.7 – Coeficientes de correlação e valores das constantes obtidos por ajuste de funções hiperbólicas, logarítmicas e exponenciais negativas aos dados da velocidade dos assentamentos.

Quadro 8.8 – Resumo dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos abaixo da placa/aranha determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro.

Quadro 8.9 – Resumo dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir do peso volúmico médio da coluna de resíduos acima das células de pressão.

Quadro 8.10 – Resumo dos coeficientes de compressão secundária das camadas individuais.

Quadro 8.11 – Comparação entre os tempos correspondentes às diferenças de comportamento observadas.

Quadro 8.12 – Resumo dos módulos de deformabilidade determinados a partir da monitorização do aterro.

Quadro 8.13 – Valores das constantes  $a$  e  $b$ .

Quadro 8.14 – Valores de  $N_{60med}$  correspondentes aos  $E_s$  determinados em laboratório.

Quadro 8.15 – Valores de  $q_{cmed}$  correspondentes aos  $E_s$  determinados em laboratório.

Quadro 8.16 – Valores de  $E$  a partir dos ensaios *screw plate* e dos ensaios edométricos.

Quadro 8.17 – Parâmetros de resistência por ensaios triaxiais e  $\phi'$  correspondentes por correlações com os ensaios SPT.

## Capítulo 9. Aplicação de Modelos de Comportamento

Quadro 9.1 – Variação dos parâmetros de compressibilidade dos modelos de Sowers e de Bjarngard & Edgers em função da série de tempo considerada.

Quadro 9.2 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelos modelos de Sowers e de Bjarngard & Egers.

Quadro 9.3 – Parâmetros do modelo de Yen & Scanlon para as séries de tempo consideradas (A e B).

Quadro 9.4 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Yen & Scanlon.

Quadro 9.5 – Parâmetros do modelo de Ling *et al* (Série de tempo C).

Quadro 9.6 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Ling *et al*.

Quadro 9.7 – Parâmetros do modelo de Ranguette *et al* (Série de tempo C).

Quadro 9.8 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Ranguette *et al*.

Quadro 9.9 – Parâmetros do modelo de Edil *et al* (Série de tempo C).

Quadro 9.10 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Edil *et al*.

Quadro 9.11 – Parâmetros do modelo de Gandolla *et al* (Séries de tempo A e C).

Quadro 9.12 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Gandolla *et al*.

Quadro 9.13 – Parâmetros do modelo de Edgers *et al* (Séries de tempo C e A).

Quadro 9.14 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Edgers *et al*.

Quadro 9.15 – Parâmetros do modelo de Meruelo (Séries de tempo A e B).

Quadro 9.16 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Meruelo.

Quadro 9.17 – Parâmetros do modelo de Marques.

Quadro 9.18 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Marques.

Quadro 9.19 – Parâmetros do modelo ISPM.

Quadro 9.20 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo ISPM.

Quadro 9.21 – Resumo da comparação entre os desvios obtidos por consideração de diferentes tempos de observação.

Quadro 9.22 – Parâmetros do modelo conjugado de Sowers e de Meruelo (Série de tempo A).

Quadro 9.23 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pela conjugação dos modelos de Sowers e de Meruelo.



## SIMBOLOGIA

### Alfabeto latino

a - coeficiente de compressão primária (modelo de Ranguette *et al*, 1989); constante dependente da altura e do tempo de construção do aterro (modelo de Yen & Scanlon, 1975); assentamento unitário final (modelo de Gandolla *et al*, 1992); constante (modelo de Edgers *et al*, 1992); constante: expoente de tensão (screw plate – Interpretação Norueguesa);

$a_r$  - parâmetro que representa a melhoria das condições de ancoragem das fibras com o aumento da tensão de confinamento (modelo de Carvalho *et al*, 2002);

a e b - parâmetros de compressão primária e secundária (modelo de Ranguette *et al*, 1989);

A - constante (modelo de Edgers *et al*, 1992); unidade de massa por unidade de tempo (modelo de Meruelo);

$A_c$  – área do cone do ensaio CPT;

$A_s$  - área da manga do ensaio CPT;

b - coeficiente de compressão primária (modelo de Ranguette *et al*, 1989); constante dependente da altura e do tempo de construção do aterro (modelo de Yen & Scanlon, 1975); coeficiente de compressão mecânica secundária (modelo Compósito);

B - factor de escala que relaciona os assentamentos por biodecomposição com a cinética de crescimento das bactérias (modelo de Edgers *et al*, 1992); parâmetro de Skempton; diâmetro da placa do “screw plate”;

c - taxa de compressão mecânica secundária (modelo Compósito);

$c'$  - coesão efectiva;

CBO - carência bioquímica de oxigênio ;

$C_c$  - índice de compressão primária (considerando assentamentos por biodecomposição) ou coeficiente de curvatura granulométrica;

$C_c^{*}$  - coeficiente de compressão primária intrínseco em fase normalmente consolidada (modelo ISPM);

$C_c'$  - coeficiente de compressão primária;

$C_c''$  - coeficiente de compressão primária (considerando assentamentos por compressão mecânica e por biodecomposição);

CDI - ensaio triaxial drenado com consolidação isotrópica;

CI – teor inorgânico dos resíduos (modelo de Meruelo);

COD - teor orgânico degradável dos resíduos (modelo de Meruelo);

CON - teor orgânico não degradável dos resíduos (modelo de Meruelo);

COT – carbono orgânico total;

CPT - ensaio de penetração estática;

CQO - carência química de oxigénio;

Cs\* - coeficiente de compressão primária intrínseco em fase subconsolidada (modelo ISPM);

Cu – coeficiente de uniformidade granulométrica;

CU - ensaio triaxial não drenado;

C $\alpha$  - índice de compressão secundária;

C $\alpha^*$  - coeficiente de compressão secundária intrínseco (modelo ISPM);

C $\alpha'$  - coeficiente de compressão secundária;

C $\alpha'_1$  - coeficiente de compressão secundária intermédia (1º trecho);

C $\alpha'_2$  - coeficiente de compressão secundária a longo prazo (2º trecho);

C $\alpha\beta$  ou C $\beta$  - coeficiente de compressão biológica;

d - taxa de compressão biológica secundária (modelo Compósito);

$d\epsilon_{sp}^e$  e  $d\epsilon_{sf}^e$  - incrementos da deformação elástica distorcional da matriz (ou pasta) e das fibras, respectivamente (modelo de Machado *et al*, 2002);

$d\epsilon_{vp}^p$  e  $d\epsilon_{sp}^p$  - incrementos da deformação plástica volumétrica e distorcional, respectivamente, da pasta (modelo de Machado *et al*, 2002);

$d\epsilon_{vp}^p$  e  $d\epsilon_{sp}^p$  - incrementos da deformação volumétrica e distorcional, respectivamente, dos resíduos (modelo de Machado *et al*, 2002);

dq – incremento da tensão de desvio;

e - índice de vazios;

e<sub>0</sub> - índice de vazios inicial;

e<sub>cons</sub> - índice de vazios no fim da consolidação;

e<sub>p</sub> - índice de vazios da matriz (ou pasta) (modelo de Machado *et al*, 2002);

E - módulo de elasticidade (módulo de Young) ou de deformabilidade;

E<sub>DG</sub> - compressão total devido à degradação dos resíduos (modelo Compósito);

E<sub>oed</sub> ou D - módulo de deformabilidade nidimensional (em compressão confinada);

E<sub>s</sub> - Módulo de rigidez ou de deformabilidade secante;

E<sub>u</sub> - módulo de deformabilidade à tracção médio não confinado das fibras (modelo de Machado *et al*, 2002);

f ou f<sub>s</sub> - resistência de atrito lateral unitário do ensaio CPT;

$f_{CH_4}$  - fracção de metano do biogás produzido;  $\lambda$  é a taxa de produção de metano (modelo de Soler *et al*, 1995);

$f_f$  e  $f_p$  - superfícies de cedência das fibras e da pasta, respectivamente (modelo de Machado *et al*, 2002);

G - módulo de distorção ou densidade das partículas sólidas;

$G_f$  e  $G_p$  - módulos de distorção da matriz (ou pasta) e das fibras, respectivamente (modelo de Machado *et al*, 2002);

$G_{LFG}$  - capacidade total de produção de biogás (modelo de Leonard *et al*, 2000);

$h_{0j}$  ou  $h_{0x}$  - altura inicial da camada j ou altura de instalação do equipamento x;

$h_j$  ou  $h_x$  - altura de uma camada j (de 1ª a 10ª) ou de um equipamento x;

$H_0$  - altura inicial total do aterro;

$H_j$  - altura total do aterro ou da coluna total de resíduos (camadas 1 a j);

$H_L$  ou  $H_{lix}$  - altura de lixiviado;

$I_1$  – primeiro invariante do tensor das tensões;

$I_2$  – segundo invariante do tensor das tensões;

$I_3$  – terceiro invariante do tensor das tensões;

k - coeficiente de permeabilidade; taxa de decomposição (modelos de Gandolla *et al*, 1992; de Park & Lee, 1997; e de Leonard *et al*, 2000);

$k_h$  – constante de hidrolisação;

$k_h'$  – constante de hidrolisação modificada pelo teor em água j (modelo de Meruelo);

$k_{ij}$  - taxa de biodegradação da fracção i da camada (modelo de Simões, 2000);

$k_s$  – coeficiente de reacção (de mola ou de Winkler);

K – razão entre as tensões efectivas e horizontal e vertical (ensaio triaxial), “coeficiente de impulso” (Zeccos, 2005);

$K_0$  - coeficiente de impulso em repouso;

$K_s$  – módulo de reacção;

m - taxa de deformação (modelo de Yen & Scanlon, 1975); compressibilidade de referência dos resíduos (modelo de Edil *et al.*, 1990); constante (modelo de Edgers *et al*, 1992); constante: número de módulo (screw plate – Interpretação Norueguesa);

M - declive da linha de estado crítico no plano (q:p), (modelo de Machado *et al*, 2002);

$M(t)$  - fracção biodegradável dos resíduos (modelo de Soler *et al*, 1995);

MBD – elemento unitário de massa biodegradável (modelo de Meruelo);

MO<sub>OXID</sub> - teor em matéria orgânica oxidável;

MO<sub>TOTAL</sub> - teor em matéria orgânica total;

n - taxa de compressão (modelo de Edil *et al*, 1990); constante do modelo de Machado *et al* (2002);

N - tempo após encerramento do aterro (modelo de Leonard *et al*, 2000); volume específico da matriz para um valor unitário de tensão (modelo de Machado *et al*, 2002);

N ou N<sub>SPT</sub> - número de pancadas no ensaio SPT;

N<sub>60</sub> - número de pancadas no ensaio SPT corrigido em relação à energia de referência do ensaio (60% da energia teórica);

(N<sub>1</sub>)<sub>60</sub> – N<sub>60</sub> do ensaio SPT normalizado à tensão efectiva de referência;

p' - tensão efectiva normal média;

p<sub>0</sub> - tensão “aparente” de pré-consolidação (modelo de Machado *et al*, 2002);

P – peso dos resíduos;

P<sub>f</sub> - relação entre o peso seco das fibras e o peso seco dos resíduos (modelo de Machado *et al*, 2002);

P<sub>p</sub> - relação entre o peso seco da matriz (ou pasta) e o peso seco dos resíduos (modelo de Machado *et al*, 2002);

Ps – peso das partículas sólidas;

q - tensão de desvio ou tensão transmitida pelo ensaio de carga em placa;

q<sub>c</sub> - resistência de ponta do ensaio CPT;

q<sub>f</sub> e q<sub>p</sub> - parcelas da tensão de desvio aplicada aos resíduos (q) suportadas, respectivamente, pelas fibras e pela matriz (ou pasta) (modelo de Machado *et al*, 2002);

q<sub>máx</sub> - resistência à tracção última das fibras (modelo de Machado *et al*, 2002);

Q<sub>c</sub> - força aplicada para penetração da ponteira no ensaio CPT;

Q<sub>LFG</sub> - taxa de produção de biogás no tempo (modelo de Leonard *et al*, 2000);

Q<sub>s</sub> - força aplicada para penetração da manga de atrito no ensaio CPT;

r - raio da placa do ensaio screw plate;

R - razão de atrito do ensaio CPT; taxa de deposição de resíduos (modelo de Leonard *et al*, 2000);

R<sup>2</sup> - coeficiente de correlação;

RSU - resíduos sólidos urbanos;

s' – média das tensões principais máxima e mínima;



S - constante: número de assentamento (screw plate – Interpretação Norueguesa);

SPT = ensaio de penetração dinâmica (com amostrador de Terzaghi);

Sr - grau de saturação;

Sr<sub>0</sub> - grau de saturação inicial;

STV - sólidos totais voláteis;

Su - resistência ao corte não drenada;

t – metade da tensão de desvio;

t<sub>0j</sub> - início da deposição da camada j;

t<sub>cj</sub> - fim da deposição da camada j;

t<sub>k</sub> - tempo crítico correspondente à aceleração da taxa de assentamento (modelos de Bjarngard & Edgers, 1990 e de Edgers *et al*, 1992);

t<sub>m</sub><sup>0</sup> ou t<sub>mx</sub><sup>0</sup> - primeira leitura do equipamento em questão ou do equipamento x;

t<sub>m</sub><sup>0j</sup> - início da monitorização da camada j;

t<sub>m</sub><sup>ult</sup> ou t<sub>mx</sub><sup>ult</sup> - última leitura do equipamento em questão ou do equipamento x;

tr - tempo de referência para tornar a equação adimensional (modelo de Edil *et al*, 1990);

Tc - fim da construção do aterro, ou seja, da deposição na subestação;

TI – tensões intersticiais;

Tic - início da construção do aterro, ou seja, da deposição em cada subestação;

T<sub>m</sub><sup>0</sup> - início da monitorização da subestação;

T<sub>m</sub><sup>ult</sup> - fim da monitorização da subestação;

TT – tensões totais;

TT' – tensões efectivas;

u - tensão intersticial;

v – velocidade dos assentamentos;

V – volume total;

V<sub>0</sub> – volume inicial;

V<sub>e</sub> - relação entre o índice de vazios dos resíduos e o da matriz (modelo de Machado *et al*, 2002);

V<sub>f</sub> - relação entre o volume da matriz (ou pasta) e o volume total de resíduos (modelo de Machado *et al*, 2002);

$V_L$  – velocidade de propagação das ondas sísmicas longitudinais;

$V_p$  - relação entre o volume das fibras e o volume total de resíduos (modelo de Machado *et al*, 2002);

$V_S$  – velocidade de propagação das ondas sísmicas de corte; volume das partículas sólidas;

$V_v$  – volume de vazios;

$V_w$  – volume da água;

$W$  - teor em água;

$W_d$  - teor em água em relação ao peso seco da amostra;

$W_w$  - teor em água em relação ao peso húmido da amostra;

$W_c$  - peso total de todos os constituintes;

$W_i$  - peso do constituinte  $i$ ;

$W(t)$  – assentamento da coluna de resíduos no instante  $t$ ;

$X, Y, Z$  – eixos do sistema de coordenadas cartesianas;

$z$  – profundidade (em relação à superfície).

### **Alfabeto grego**

$\alpha$  - coeficiente de perda de massa transformado em assentamentos (modelo de Meruelo);

$\beta$  - atividade biológica média dos microrganismos de u aterro sanitário (modelo de Edgers *et al*, 1992);

$\delta$  - assentamento no ensaio de carga em placa; derivada parcial; ou incremento infinitesimal;

$\Delta$  - variação ou incremento finito;

$\Delta H_{bio}$  – assentamento por biodecomposição (modelo de Leonard *et al*, 2000);

$\Delta h_j$  ou  $\Delta h_x$  - assentamento da camada  $j$  ou do equipamento  $x$ ;

$\Delta H_p$  - assentamento primário definido a partir das leituras do topo do aterro;

$\Delta h_{pj}$  - assentamento primário da camada  $j$ ;

$\Delta H_s$  - assentamento secundário definido a partir das leituras do topo do aterro;

$\Delta h_{sj}$  - assentamento secundário da camada  $j$ ;

$\Delta H_T$  - assentamento do topo do aterro;

$\Delta H_{T_{acum}}$  - assentamento acumulado do topo do aterro;

$\Delta H_{ult}$  – assentamento final esperado para  $t \rightarrow \infty$  (modelo de Ling *et al*, 1998);

$\Delta M_{ij}$  – é o potencial inicial de biodegradabilidade da fracção  $i$  da camada  $j$  (modelo de Simões, 2000);

$\varepsilon$  – extensão;

$\varepsilon_a$  - extensão axial;

$\varepsilon_{bio}$  - deformação por biodecomposição (modelo de Edgers *et al*, 1992);

$\varepsilon_h$  ou  $\varepsilon_r$  - extensão transversal ou radial;

$\varepsilon_s$  - deformação distorcional;

$\varepsilon_{total-dec}$  - deformação total passível de ocorrer por biodecomposição (modelo de Park & Lee, 1997);

$\varepsilon_v$  - extensão volumétrica;

$\phi$  - ângulo de atrito;

$\gamma$  ou  $\gamma_t$  - peso volúmico total ou aparente;

$\gamma_d$  - peso volúmico seco;

$\gamma_{dcons}$  - peso volúmico seco no fim da consolidação;

$\gamma_{lixiv}$  - peso volúmico do lixiviado;

$\gamma_s$  - peso volúmico das partículas sólidas;

$\gamma_{sf}$  - peso volúmico médio das partículas fibrosas (modelo de Machado *et al*, 2002);

$\gamma_{sp}$  - peso volúmico médio das partículas sólidas da matriz (ou pasta) (modelo de Machado *et al*, 2002);

$\gamma_{sat}$  - peso volúmico saturado;

$\gamma_{sub}$  - peso volúmico submerso;

$\kappa$  - índice de expansão da matriz (ou pasta) (modelo de Machado *et al*, 2002);

$\lambda$  - constante dependente do coeficiente Poisson (screw plate – Interpretação Internacional); índice de compressão da matriz (ou pasta) (modelo de Machado *et al*, 2002);

$\lambda/b$  - taxa de compressão secundária (modelo de Ranguette *et al*, 1989);

$\nu$  - coeficiente de Poisson; volume específico;

$\nu_f$  - coeficiente de Poisson das fibras (modelo de Machado *et al*, 2002);

$\nu_p$  - coeficiente de Poisson da matriz (ou pasta) (modelo de Machado *et al*, 2002);

$\theta$  - capacidade de retenção ou capacidade de campo;

$\rho_0$  – taxa de assentamento inicial (modelo de Ling *et al*, 1998);

$\rho_s$  - densidade dos sólidos biodegradáveis (modelo de Soler *et al*, 1995);

$\sigma$  – tensão;

$\sigma'$  – tensão efectiva;

$\sigma_1$  - tensão principal máxima;

$\sigma_1 - \sigma_3$  - tensão de desvio;

$\sigma_3$  - tensão principal mínima ou tensão de confinamento da amostra (ensaio triaxial);

$\sigma_a$  - pressão atmosférica;

$\sigma_c$  ou  $\sigma_{cons}$  - tensão de consolidação;

$\sigma_{cel}$  - tensão registada pela célula de tensões totais (normal ao plano da célula);

$\sigma_h$  - tensão horizontal;

$\sigma_n$  - tensão normal;

$\sigma_{oct}$  - tensão média ou octaédrica;

$\sigma_r$  - tensão radial;

$\sigma_v$  - tensão vertical;

$\sigma'_{v0}$  - tensão vertical inicial;

$\sigma_x$  - componente das tensões normais segundo o eixo dos xx;

$\sigma_y$  - componente das tensões normais segundo o eixo dos yy;

$\sigma_z$  - componente das tensões normais segundo o eixo dos zz;

$\tau_{xy}, \tau_{xz}, \tau_{yz}$  - componente das tensões tangenciais no sistema de coordenadas cartesianas;

$\tau$  - tensão de corte, tangencial ou distorcional.

## CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são um subproduto incontornável e indesejável das actividades sociais que, até há muito pouco tempo, não mereciam qualquer atenção da comunidade científica. As grandes quantidades de RSU produzidos a nível mundial, a tipologia dos resíduos produzidos pelas sociedades actuais (menos biodegradáveis) e a necessidade de lhes conferir um destino final ambientalmente adequado e de reutilizar os espaços por estes ocupados, justificaram a recente preocupação em estudar estes materiais, bem como o seu comportamento quando depositados em aterros sanitários.

Os primeiros aterros sanitários formais datam de 1916 em Inglaterra e de 1930 nos EUA, enquanto em Portugal a deposição não controlada de resíduos sólidos apenas foi formalmente eliminada a partir de 2001. Apesar de ter deixado de haver deposição não controlada de resíduos sólidos em quase todos os países desenvolvidos e do esforço crescente que tem vindo a ser feito, um pouco por todo o mundo, no sentido de reduzir a produção de resíduos sólidos e de se encontrar alternativas mais eficazes para o seu tratamento e destino final, os aterros sanitários continuam a ser o destino final mais utilizado.

Sendo relativamente recente o estudo dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e do comportamento dos aterros sanitários, verifica-se um grande desconhecimento sobre as suas propriedades e a ausência de normas de classificação, de amostragem, e de acondicionamento de RSU, bem como de normas para realização de ensaios de caracterização destes materiais. Estes factores acrescidos do carácter evolutivo dos RSU, da variabilidade da sua tipologia e das condicionantes específicas de cada aterro sanitário, fazem com que os resultados e conclusões apresentados em muitos dos estudos publicados sejam dificilmente comparáveis e, por vezes, contraditórias.

Neste sentido, procurou-se, no presente trabalho, fazer um enquadramento do actual nível de conhecimento dos RSU (Parte I) e conceber um plano de investigação que visasse a caracterização física, química e mecânica dos RSU e a sua variabilidade temporal, através de um extenso programa de ensaios *in situ* e de laboratório e da instrumentação de um aterro sanitário real, durante toda a sua fase construtiva e até alguns anos após o fim desta (Parte II). Tal objectivo foi possível de concretizar através dos protocolos estabelecidos entre a FEUP e algumas entidades responsáveis pela gestão de RSU (AMAVE e LIPOR) e do apoio dos laboratórios de Materiais de Construção e de Química Analítica, respectivamente das Faculdades de Engenharia e de Ciências da Universidade do Porto e do laboratório de Geotecnia da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, bem como de outras entidades públicas e privadas.

Sendo a história construtiva dos aterros sanitários um factor importante para a caracterização dos resíduos e para a compreensão do seu comportamento em aterro, associado ao facto de a reconstituição *à posteriori* da história construtiva carecer, por regra, de rigor suficiente, procurou-se seleccionar como caso de estudo um aterro sanitário que se encontrasse, pelo menos em parte, no início da exploração. Assim, após análise dos aterros sanitários existentes na área do Grande Porto que satisfizessem tal pressuposto, seleccionou-se para o presente estudo o aterro sanitário de Santo Tirso.

Para facilitar a leitura e organização da informação, dividiu-se o presente trabalho em duas partes. Na primeira parte (Parte I), que inclui 3 capítulos, apresenta-se uma compilação da informação técnica referida na bibliografia e considerada com interesse para o enquadramento geral e actual do estudo dos resíduos sólidos urbanos e dos aterros sanitários. Na ausência de bibliografia específica em língua portuguesa, considerou-se que esta revisão bibliográfica deveria ser relativamente extensa e, em particular, ilustrar alguns dos principais trabalhos de investigação desenvolvidos nos últimos anos com o objectivo de caracterizar o comportamento físico, químico e mecânico dos resíduos sólidos urbanos depositados em aterros sanitários.

Na segunda parte do trabalho (Parte II), constituída por 6 capítulos (Capítulos 4 a 9), apresentam-se os trabalhos desenvolvidos no aterro sanitário de Sto Tirso, respectivos resultados e análises enquadradas no “estado de arte” actual. A descrição dos vários ensaios e trabalhos de instrumentação realizados é apresentada de forma detalhada no Capítulo 4, destacando-se os procedimentos utilizados, e, sempre que necessário, as respectivas dificuldades e alterações introduzidas. Este aspecto foi considerado fundamental, não só pelas dificuldades registadas, em particular nos trabalhos de instrumentação, mas também pela ausência de normalização e pela bibliografia consultada ser parca na descrição dos procedimentos adoptados.

Nos Capítulos 5 e 6 é efectuada a apresentação dos resultados obtidos nos vários trabalhos realizados e que se podem agrupar da seguinte forma:

- ensaios *in situ* - SPT, CPT, carga em placa em profundidade e determinação do peso volúmico total;
- ensaios de laboratório – de caracterização física (classificação dos resíduos, análises granulométricas, peso volúmico das partículas sólidas, teor em água e em teor em matéria orgânica total e oxidável), de caracterização química (alcalinidade, azoto amoniacal, azoto nítrico, ortofosfato, carência química de oxigénio, carência bioquímica de oxigénio e pH), e de caracterização mecânica (ensaios edométricos e triaxiais);
- instrumentação – assentamentos do topo do aterro a partir de marcos superficiais, assentamentos do corpo do aterro a partir de placas e aranhas magnéticas, níveis de lixiviado a partir de piezómetros de tubo aberto e de células de pressão intersticial, tensões instaladas a partir de células de pressão total, e temperaturas do corpo do aterro.

A análise dos resultados obtidos é apresentada nos Capítulos 7 e 8 em termos, respectivamente, das propriedades físicas e químicas e das propriedades mecânicas dos resíduos. Nestes capítulos é ainda realizada a comparação entre os valores obtidos no aterro sanitário de Sto Tirso a partir de diferentes procedimentos, bem como com os valores publicados para outros aterros sanitários; é analisada a evolução das várias propriedades em função da idade dos resíduos; são avaliadas as eventuais correlações entre alguns dos principais parâmetros de caracterização dos resíduos; e identificadas algumas características comportamentais específicas dos aterros sanitários e sua evolução ao longo do tempo.

Por fim, no Capítulo 9, faz-se a aplicação de vários modelos propostos na bibliografia para a previsão de assentamentos de aterros sanitários, com o objectivo de avaliar a aplicabilidade destes modelos, de comparar os respectivos resultados e de analisar as correspondentes vantagens e limitações. Com base nas análises realizadas, apresentam-se ainda propostas para futuros desenvolvimentos de modelos de previsão de assentamentos.





## **PARTE I**

**CAPÍTULO 1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. PROPRIEDADES FÍSICAS E BIOQUÍMICAS**

**CAPÍTULO 2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. RESISTÊNCIA AO CORTE. RELAÇÕES TENSÃO-DEFORMAÇÃO**

**CAPÍTULO 3. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. DEFORMABILIDADE**



## **CAPÍTULO 1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. PROPRIEDADES FÍSICAS E BIOQUÍMICAS**

### **1.1 INTRODUÇÃO**

A produção de resíduos é uma consequência incontornável desde que o Homem se estabeleceu em comunidades e, naturalmente, foi sempre aumentando ao longo dos tempos e em particular nas últimas décadas, devido ao desenvolvimento de sociedades cada vez mais consumistas. Esta evolução das sociedades resultou, não só num aumento muito significativo das quantidades de resíduos produzidos, mas também numa maior diversidade dos seus constituintes, nomeadamente de materiais sintéticos, menos biodegradáveis e de difícil eliminação. A produção intensiva de resíduos sólidos, associada à exploração maciça dos recursos naturais e às brutais emissões líquidas e gasosas existentes nos nossos dias, ultrapassou há muito a capacidade de assimilação da biosfera, resultando num desequilíbrio ecológico. Na verdade, todo o tipo de actividade humana produz resíduos de diversos tipos os quais, se não forem devidamente geridos, constituem fontes de contaminação e de risco para o meio ambiente e para a saúde pública.

Apesar da deposição não controlada de resíduos sólidos ter sido completamente banida no nosso país no final do ano 2001 (de acordo com os objectivos definidos no PERSU – Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos, aprovado em 1997) e do esforço crescente que tem vindo a ser feito, um pouco por todo o mundo, no sentido de reduzir a produção de resíduos sólidos e de encontrar alternativas mais eficazes para o seu tratamento e destino final, os aterros sanitários continuam a ser o destino final mais utilizado. Contudo, as preocupações ambientais e a falta de espaços disponíveis para a sua localização obrigaram a que os aterros sanitários se tornassem estruturas mais eficazes e controladas. Esta necessidade conduziu, num passado relativamente recente, ao início do estudo dos resíduos sólidos e do seu comportamento quando depositados em aterro. Apesar de muito ter sido feito num período de tempo relativamente curto, a heterogeneidade destes materiais associado ao seu comportamento evolutivo e interdisciplinar, faz com que o actual nível de conhecimento sobre o comportamento destes materiais e respectivos aterros sanitários esteja ainda muito longe do idealizado.

Neste capítulo faz-se uma revisão bibliográfica do tema aterros sanitários, com especial relevo para as propriedades e características de comportamento dos resíduos sólidos em termos físicos, hidráulicos e de biodegradabilidade. A composição dos lixiviados e do biogás produzidos e a sua variação no tempo é também abordada.

### **1.2 CLASSES DE RESÍDUOS E NÍVEIS DE PRODUÇÃO**

De acordo com a legislação portuguesa “resíduos são quaisquer substâncias ou objectos de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer, nos termos previstos no Decreto-Lei n.º 239/1997 e em conformidade com a Lista de Resíduos da União Europeia”. O Decreto-Lei 239/1997 estabelece o regime geral de gestão dos resíduos tendo, posteriormente, sido revogado pelo Decreto-Lei 178/2006.

As classes de resíduos são geralmente definidas em função da sua proveniência (fonte ou origem), características ou grau de perigosidade. Os tipos de resíduos incluídos em cada classe, bem como os critérios de perigosidade, são variáveis de país para país. Em termos gerais é usual considerar-se 3 grandes classes de resíduos (Didier & Roque, 1997): tipo 1 - industriais perigosos e resíduos tóxicos (por exemplo: cinzas, solventes, resíduos orgânicos ou minerais de indústrias especiais); tipo 2 – resíduos domésticos e industriais não perigosos (por exemplo: papel, cartão, plásticos, madeira, vidro, resíduos orgânicos); tipo 3 – inertes (por exemplo: resíduos de demolição, resíduos minerais de indústrias extractivas, metalúrgicas e de materiais de construção). Existem, no entanto, muitas outras propostas de agrupamento dos principais tipos de resíduos. Por exemplo, Tchobanoglous *et al* (1993) propõem o uso de 8 classes de resíduos: domésticos ou residenciais; comerciais; institucionais; construção e demolição; serviços municipais; estações de tratamento municipais; industriais; e agrícolas. Sarsby (2000) suprime as classes de resíduos institucionais e de serviços municipais, mantendo as outras 6 classes.

Em Portugal, de acordo com a Lista de Resíduos da União Europeia (transcrita na Portaria 209/2004), encontram-se classificados 20 grupos de resíduos definidos com base na sua origem e que, no conjunto, incluem mais de 900 classes específicas de resíduos (perigosos ou não), todos eles codificados de modo a permitir uma uniformização de critérios, pelo menos dentro da Comunidade Europeia. Estes resíduos são agrupados em função da sua origem em (Decreto-Lei 178/2006):

- urbanos;
- perigosos;
- industriais;
- hospitalares;
- outros não incluídos nos urbanos, hospitalares ou indústrias (por exemplo: agrícolas, pneus usados, pilhas e acumuladores, óleos usados, equipamentos eléctricos e electrónicos, veículos em fim de vida, resíduos de construção, lamas).

Os resíduos perigosos são, segundo a legislação em vigor, “os resíduos que apresentem, pelo menos, uma característica de perigosidade para a saúde ou para o ambiente, nomeadamente os identificados como tal na Lista Europeia de Resíduos” (Decretos-Lei 178/2006 e 152/2002). Os critérios de perigosidade são definidos por lei (Directiva 91/689/CE; Portaria 209/2004, Decreto-Lei 82/95), através de listagens com valores limites para uma série de parâmetros físicos e químicos a determinar sobre a fracção sólida dos resíduos e sobre o eluato (solução obtida por lixiviação da fracção sólida). Qualquer resíduo que atinja o valor limite estabelecido para um ou mais destes parâmetros é classificado como perigoso.

Para além destas classes, é também usual classificar os resíduos em função das suas características agrupando-os em:

- inertes;

- não perigosos (inclui os resíduos biodegradáveis que são os que podem ser sujeitos a decomposição anaeróbia ou aeróbia como, por exemplo, os resíduos alimentares e de jardim, o papel e o cartão);
- perigosos.

Entendendo-se por resíduos inertes “os que não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas importantes e, em consequência, não podem ser solúveis nem inflamáveis, nem ter qualquer outro tipo de reacção física ou química, e não podem ser biodegradáveis, nem afectar negativamente outras substâncias com as quais entrem em contacto de forma susceptível de aumentar a poluição do ambiente ou prejudicar a saúde humana. A lixiviabilidade total, o conteúdo poluente dos resíduos e a ecotoxicidade do lixiviado devem ser insignificantes e, em especial, não pôr em perigo a qualidade das águas superficiais e ou subterrâneas” (Decreto-Lei 152/2002).

No âmbito desta tese apenas serão tratados os resíduos sólidos urbanos ou municipais (RSU) pelo que os dados que a seguir se apresentam dizem respeito apenas a este tipo de resíduos. Os RSU são, por regra, classificados com base na sua origem ou no tipo de constituintes, assunto que será tratado com maior pormenor no § 1.4.2. Em Portugal, em termos de proveniência, os resíduos não perigosos são agrupados nas seguintes classes, as quais incluem tanto resíduos inertes como biodegradáveis: domésticos, públicos, comerciais, industriais equiparáveis a domésticos, hospitalares equiparáveis a domésticos, especiais e entulho de obras. Quanto ao tipo de constituintes, consideram-se geralmente os seguintes grupos de materiais: materiais facilmente biodegradáveis (restos alimentares e de animais); papel/cartão; madeira; têxteis; plástico; metais; resíduos de jardinagem, borracha/couro; vidro/cerâmica; solos/rochas/resíduos de construção e demolição; outros.

Os níveis de produção de resíduos são extremamente elevados em quase todo o mundo. Os dados estatísticos de produção anual de resíduos na Europa (kg/habitante) durante a última década encontram-se representados na Figura 1.1 (Eurostat, 2005). A sua análise permite concluir que as produções variam entre pouco menos de 300 kg/habitante-ano (Polónia, Eslováquia, República Checa e Letónia) e 750 kg/habitante-ano (Irlanda, Chipre, Noruega, Luxemburgo e Dinamarca), com Portugal a produzir quantidades médias da ordem dos 400 a 450 kg/habitante-ano. Apesar de o 5º Programa de Acção Ambiental Europeu (1993 – 2000) ter estabelecido, como objectivo a atingir até ao ano 2000, uma produção média de resíduos de 300 kg/habitante-ano, os dados estatísticos publicados evidenciam não só que tal objectivo não se cumpriu, como que a situação real tem vindo a piorar. Para ilustrar o referido apresenta-se na Figura 1.2 a variação da produção média dos vários países europeus (entre 1995 e 2003) relativamente à média da CE (25 países) e a identificação dos países cuja produção em 2003 cumpriu, ou não, o objectivo dos 300 kg/habitante-ano.

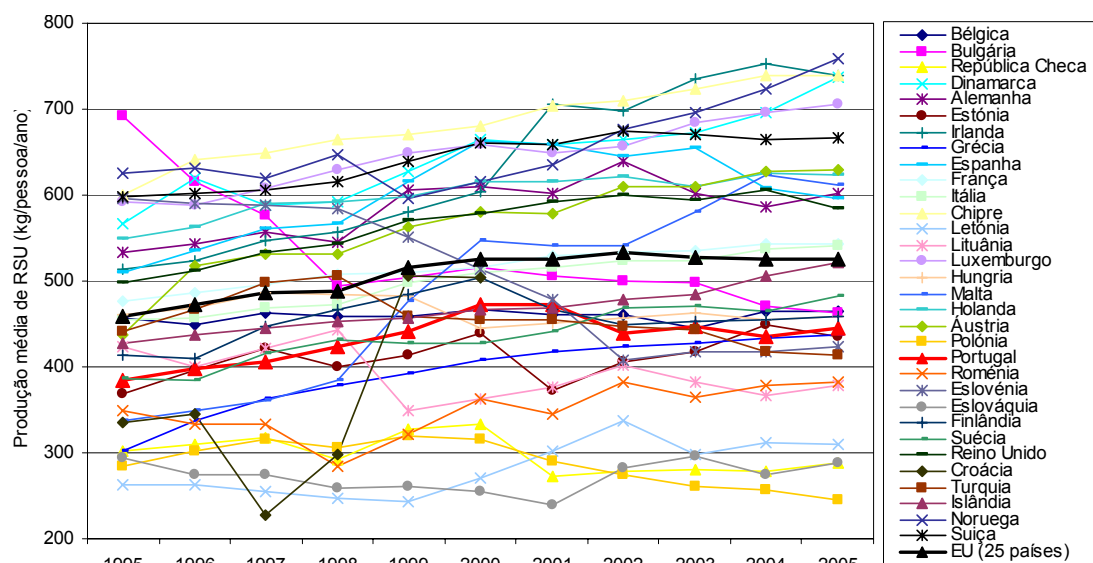


Figura 1.1 – Produção anual europeia de resíduos por habitante (Eurostat, 2005).

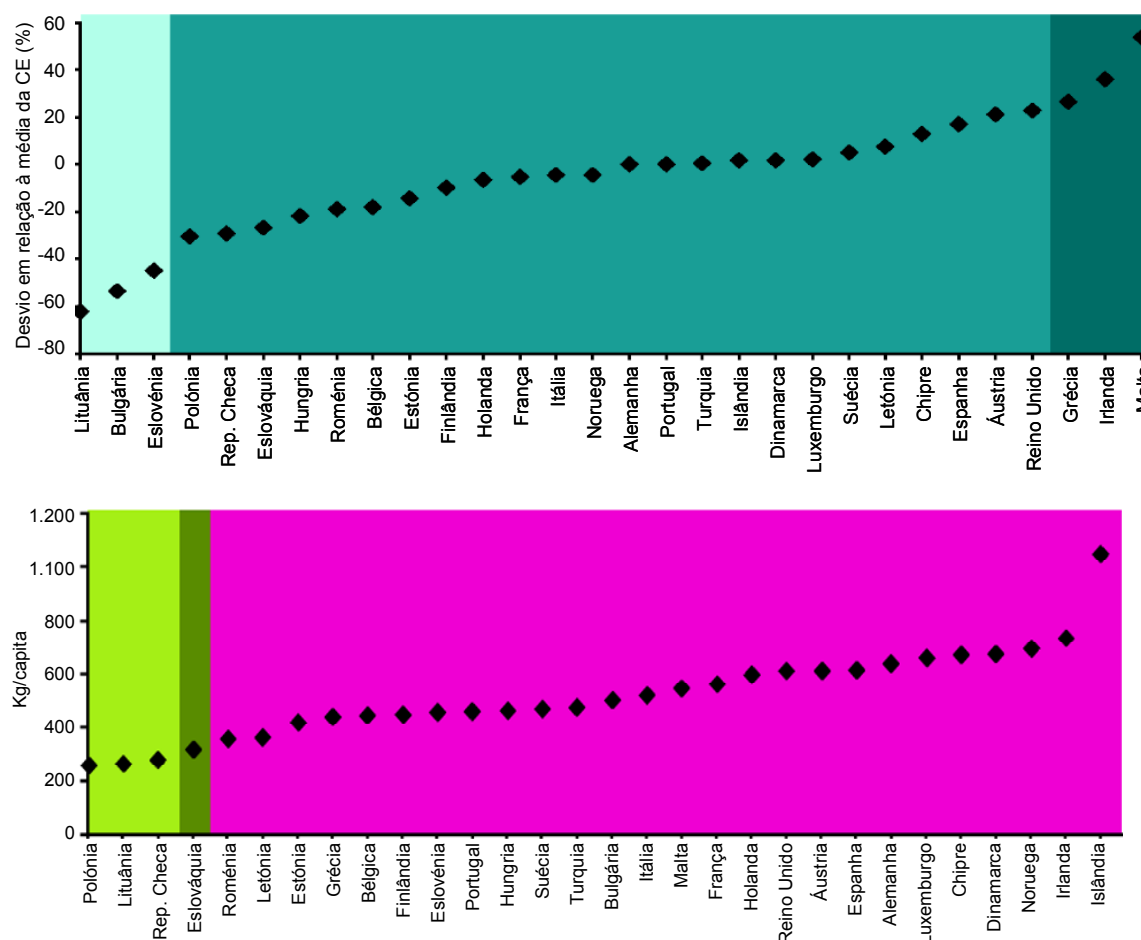
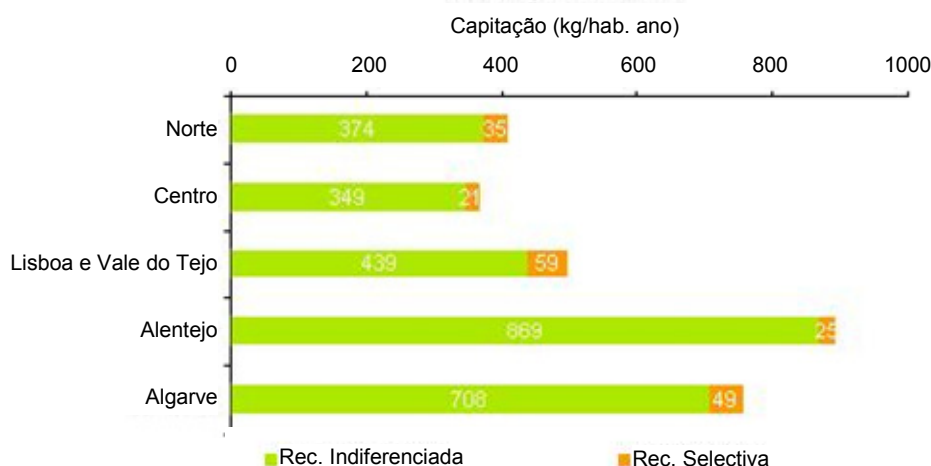


Figura 1.2 – Desvios da produção por habitante de resíduos na Europa em 2003 relativamente à média da CE e ao objectivo dos 300kg/habitante-ano (Eurostat, 2005).

Se, por um lado, os dados apresentados são preocupantes, por outro lado, é interessante verificar como é difícil a definição de comportamentos padrão. Tome-se o caso de Portugal, país pequeno e sem grandes heterogeneidades culturais, e repare-se como a produção *per capita* de resíduos em 2005 foi tão díspar de

região para região, destacando-se as elevadas produções de resíduos por habitante no Alentejo, Algarve e ilhas, o que estará provavelmente associado a hábitos sociais e culturais (Figura 1.3 e Quadro 1.1). A distribuição da produção total de resíduos em 2005 pelas várias regiões de Portugal continental e insular é indicada no Quadro 1.1 e na Figura 1.4.



\* A recolha selectiva engloba a recolha selectiva multimaterial, com vista à reciclagem (embalagens, papel/cartão, vidro e pilhas recolhidas nos ecopontos, porta-a-porta e ecocentros) e a recolha selectiva de RUB (Resíduos Urbanos Biodegradáveis) com vista à valorização orgânica.

Figura 1.3 – Produção de resíduos por habitante em Portugal no ano de 2005 (INR, Janeiro 2007).

Quadro 1.1 – Produção total de resíduos em Portugal em 2005 (INR, Janeiro 2007).

	Produção de RSU (ton.)	População (hab.)	Capitação de RSU (kg/hab.ano)
Regiões Autónomas	296.184	480.024	617
Continente	5.008.642	10.407.465	481

A produção de RSU corresponde à soma da recolha indiferenciada com a recolha selectiva (recolha selectiva multimaterial (ecopontos, porta-a-porta, ecocentros) + recolha selectiva de RUB)

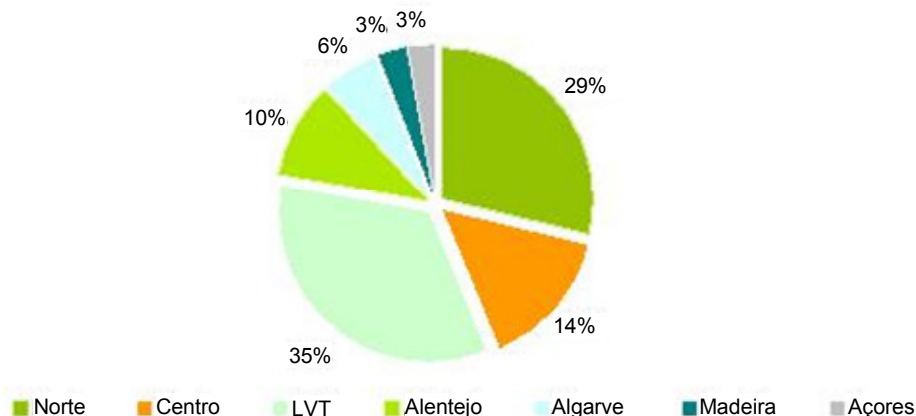


Figura 1.4 – Distribuição da produção total de resíduos em 2005 por região de Portugal (INR, Janeiro 2007).

### 1.3 DESTINO DOS RESÍDUOS

O destino a dar aos resíduos produzidos pelas sociedades é uma preocupação que remonta há muitos anos. Na verdade, já na civilização minóica (a partir do início do 2º milénio A.C.) os resíduos eram depositados em grandes valas, intercalando camadas de resíduos com camadas de terra (Sarmento, 1997).

Contudo, salvo raras excepções como a referida, até há poucos anos, o destino dos resíduos era unicamente a deposição a céu aberto de forma não controlada, geralmente designadas por lixeiras, e apenas raramente estes eram enterrados.

Nas últimas décadas assistiu-se a uma preocupação crescente sobre o destino final dos resíduos, resultante essencialmente de uma necessidade de gerir racionalmente os espaços existentes e de garantir adequadas condições de segurança e higiene para a saúde pública e meio ambiente. Nesta perspectiva foram desenvolvidos grandes esforços, não só no sentido de garantir destinos finais seguros e eficazes, mas também de reduzir a sua produção e, sobretudo, de reciclar e reutilizar os resíduos produzidos através de tratamento (conhecido pelo princípio dos “3 R” – Reduzir, Reciclar e Reutilizar). Para que melhor se compreenda o exposto, convém referir o que se entende actualmente por reciclar, reutilizar e por tratamento. Reciclar corresponde ao reaproveitamento da matéria-prima, o que implica que os materiais sejam previamente separados por tipos e posteriormente sujeitos a processos de transformação física, química e/ou biológica que os reabilitem de modo a serem incluídos no início de um novo ciclo produtivo, ou seja, a constituírem de novo uma matéria-prima. Reutilizar pressupõe que, com o mínimo de tratamento necessário, se reaproveita o material na produção de qualquer bem, não chegando a ser abrangidos pela recolha, ou seja, pelos sistemas de tratamento de resíduos (Sarmiento, 1997). Por tratamento entendem-se os processos físicos, térmicos, químicos ou biológicos, incluindo a separação, que alteram as características dos resíduos de forma a reduzir o seu volume ou perigosidade, a facilitar a sua manipulação ou a melhorar a sua valorização (Decretos-Lei nº 178/2006 e nº 152/2002).

Assim, a estratégia seguida nos últimos anos pela comunidade europeia, e não só, tem sido a de reduzir na fonte, e valorizar e tratar os resíduos, de forma a que a quantidade depositada em aterro seja progressivamente menor e, em simultâneo, que os aterros apresentem um elevado nível de protecção do ambiente (Decreto-Lei nº 152/2002). Em termos de prioridades, as orientações da Comissão Europeia são:

- 1º redução da produção
- 2º valorização
- 3º depósito final

O termo valorização tem aqui um carácter mais abrangente, incluindo a reciclagem, reutilização/reemprego ou qualquer outra acção que conduza à obtenção de matérias-primas secundárias e à utilização de resíduos como fonte de energia (por incineração ou aproveitamento do biogás).

Na Figura 1.5 apresenta-se, de forma esquemática, as principais operações e ligações de tratamento e de destino final dos resíduos sólidos urbanos (Sarmiento, 1997).



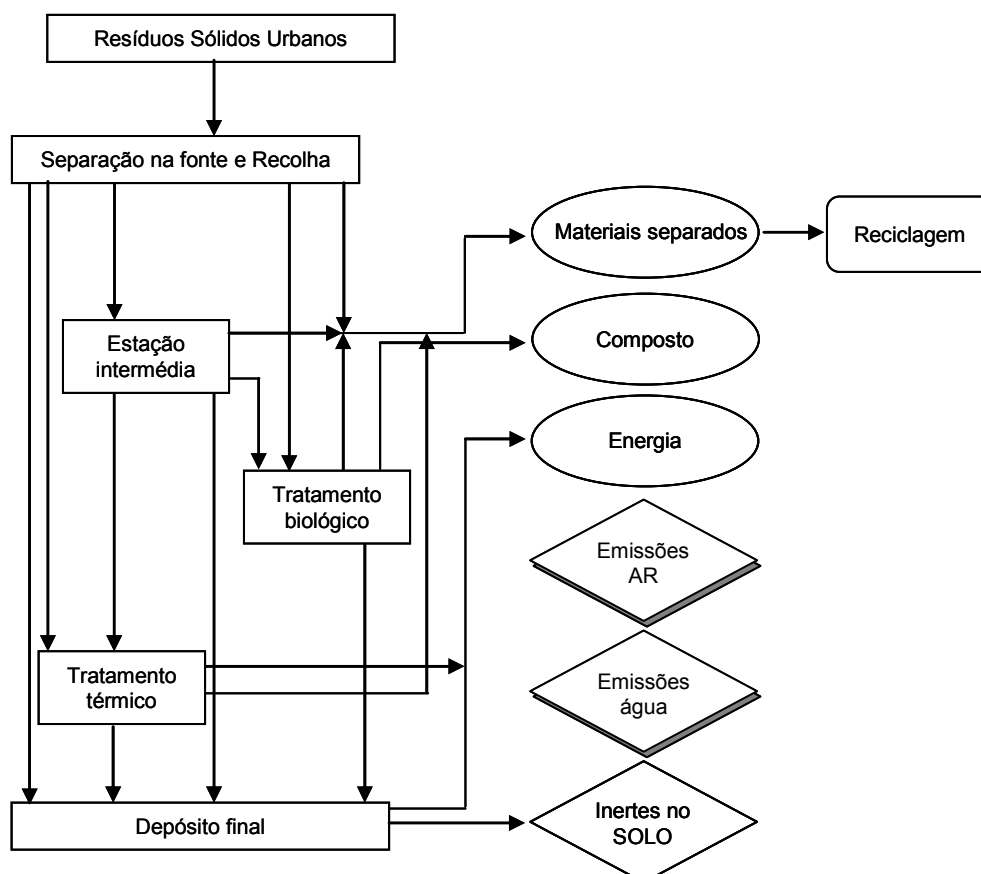


Figura 1.5 – Esquema simplificado do sistema de tratamento de RSU (adaptado de Sarmento, 1997).

É unânime a constatação de que a deposição em aterro é e continuará a ser, pelo menos durante muitos anos, uma necessidade real e o destino final mais usado mundialmente, mesmo que a produção de resíduos venha a sofrer redução. Perante este facto tornou-se necessário que os aterros sanitários sejam, cada vez mais, locais com níveis de segurança elevados, o que passa por uma série de imposições a nível da sua localização, admissão de resíduos, construção e exploração (durante e após deposição) e controlo. Nesta perspectiva foram definidos tipos de aterros aos quais estão associados diferentes imposições. Em Portugal os tipos de aterros sanitários definidos na legislação são os seguintes (Decreto-Lei nº 152/2002):

- aterros para resíduos inertes;
- aterros para resíduos não perigosos: para deposição de resíduos urbanos, resíduos não perigosos de qualquer outra origem (definidos no Anexo III do Decreto-Lei nº 152/2002); resíduos perigosos estáveis e não reactivos (estes não podem ser depositados em células destinadas a resíduos biodegradáveis);
- aterros para resíduos perigosos.

Os critérios e processos de admissão dos resíduos nestes tipos de aterros são definidos na Decisão do Concelho 2003/33/CE e todos estes aterros têm de obedecer às imposições impostas por lei ("Directiva Aterros" 1999/31/CE, transposta no Decreto-Lei 152/02), no que concerne à localização; controlo das águas e gestão dos lixiviados; protecção do solo e das águas evitando a sua contaminação; recolha de lixiviados e impermeabilização do fundo; controlo dos gases; minimização das perturbações e perigos para o ambiente;

estabilidade da massa de resíduos e das estruturas associadas; e protecção adequada que impeça o livre acesso ao local.

Por outro lado, a estratégia a seguir aponta para que, no mais breve prazo possível, os aterros se destinem apenas a “resíduos últimos”, ou seja, resíduos que já não podem ser sujeitos a mais operações de tratamento de acordo com as condições técnicas e económicas existentes. Isto implica que todos os resíduos antes de serem depositados sejam previamente sujeitos a operações de valorização e de tratamento de acordo com a seguinte hierarquia: i) prevenção; ii) reciclagem; iii) valorização orgânica e material; e iv) valorização energética. Neste sentido definiram-se metas comunitárias, no horizonte de 2005 a 2016, para as várias operações referidas. A título de exemplo, a meta definida em termos da redução dos resíduos biodegradáveis a depositar em aterro, o que implica o pré-tratamento destes resíduos por compostagem (método de valorização da fracção orgânica com vista à obtenção de um produto orgânico enriquecido passível de ser utilizado na agricultura), passa pelas seguintes etapas (Decreto-Lei 152/2002):

- até Janeiro de 2006, os resíduos urbanos biodegradáveis destinados a aterros devem ser reduzidos para 75% da quantidade total, em peso, dos resíduos urbanos biodegradáveis produzidos em 1995;
- até Janeiro de 2009, os resíduos urbanos biodegradáveis destinados a aterros devem ser reduzidos para 50% da quantidade total, em peso, dos resíduos urbanos biodegradáveis produzidos em 1995;
- até Janeiro de 2016, os resíduos urbanos biodegradáveis destinados a aterros devem ser reduzidos para 35% da quantidade total, em peso, dos resíduos urbanos biodegradáveis produzidos em 1995.

Apesar de os valores atingidos no final de 2005 para as diferentes operações indicadas anteriormente se situarem um pouco aquém das metas estipuladas, os progressos alcançados são visíveis e a recente aprovação do novo Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos, PERSU II (Portaria 187/2007), que inclui a análise detalhada da situação existente e propostas de intervenção para as diferentes actividades, permitirá, em princípio, que as grandes metas inicialmente definidas (Decreto-Lei 152/2002) venham a ser cumpridas na totalidade ou, pelo menos, em grande parte durante o período 2007-2016.

As novas tendências apontam assim para o desenvolvimento de aterros sanitários menos contaminantes e com redução significativa do tempo necessário à sua estabilização, através do pré-tratamento dos resíduos e/ou aceleração dos processos de biodecomposição. As diferenças de princípio de funcionamento dos aterros de RSU levam a agrupá-los nos seguintes tipos (Williams, 1998):

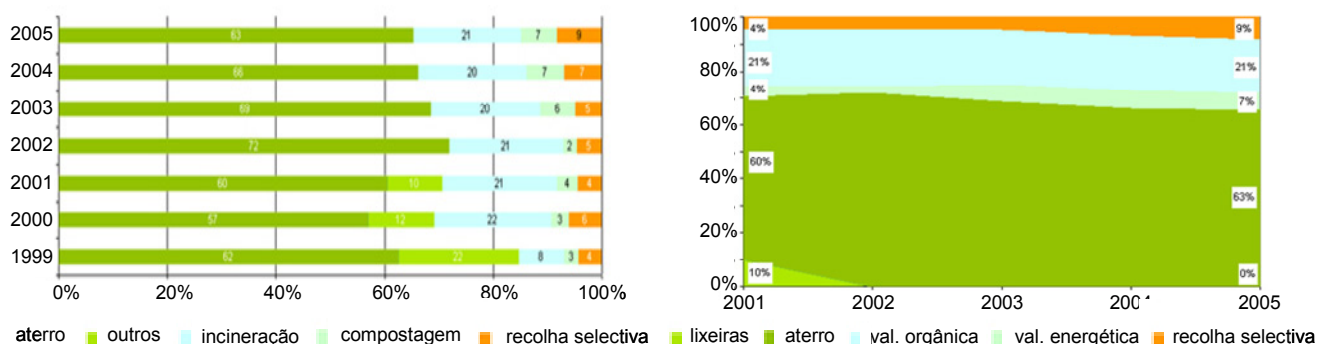
- aterros “secos”;
- aterros bioreactores.

Nos aterros “secos” os resíduos são acondicionados de modo a manterem-se relativamente secos, usando para tal sistemas de cobertura impermeáveis que minimizam a infiltração das águas superficiais e, por vezes, elevada compactação ou enfardamento. Têm como objectivo minimizar a produção de lixiviados e de biogás, pelo que as condições de biodegradabilidade não são as mais favoráveis e o tempo de estabilização

do aterro é muito elevado. Na verdade, trata-se mais de um método de deposição e contenção dos resíduos do que de um método de tratamento (processo de biodegradação não controlado). Este tipo de aterros é comum em países como a França, USA ou Portugal.

Os aterros bioreactores têm como objectivo reduzir o tempo de estabilização, através do controlo e aceleração dos processos de biodecomposição. Para que o aterro funcione como um bioreactor controlado é necessário que a composição dos resíduos depositados inclua também materiais inertes e resíduos pré-tratados (por exemplo, por incineração ou trituração, de modo a reduzir o volume e a heterogeneidade dos resíduos), e que haja recirculação e/ou injeção de água ou lixiviado para facilitar os processos de biodecomposição, a remoção dos produtos decompostos e a redistribuição dos nutrientes e microrganismos dentro do aterro. Podem ainda usar-se outras técnicas complementares, como a adição de lamas ou a injeção de ar (Williams, 1998).

Para ilustrar a situação de Portugal, as Figuras 1.6 e 1.7 e o Quadro 1.2 fornecem informações sobre as actividades de gestão de resíduos sólidos urbanos nos últimos anos. No Quadro 1.2 e na Figura 1.6 apresentam-se dados sobre o destino final e produção total de RSU entre 1999 e 2005 e na Figura 1.7 a evolução do número de infra-estruturas de tratamento de resíduos sólidos urbanos entre 2002 e 2005.



Notas: A categoria Outros inclui lixeiras (1999-2002) e vazadouros controlados (2003-2005). A valorização orgânica, para o ano de 2005, inclui também a valorização orgânica de RUB. A recolha selectiva corresponde à recolha selectiva multimaterial - inclui as embalagens, papel/cartão, vidro e pilhas recolhidos nos ecopontos, porta-a-porta e ecocentros.

Figura 1.6 – Destino final da produção total de resíduos em Portugal (INR, Janeiro 2007).

Quadro 1.2 - Destino final da produção total de resíduos em Portugal (INR, Janeiro 2007).

Ano	Aterro (ton.)	Outros <sup>(a)</sup> (ton.)	Incineração (ton.)	Compostagem (ton.)	Rec. Selectiva <sup>(b)</sup> + ecopontos (ton.)	Total (ton.)
1999	2.595.152	922.994	349.085	106.828	178.531	4.152.590
2000	2.447.296	521.154	929.635	136.749	260.080	4.294.914
2001	2.568.609	430.157	898.148	161.913	187.532	4.246.358
2002	3.139.028	0	914.723	105.103	199.546	4.358.400
2003	3.031.535	0	891.905	286.234	211.505	4.421.179
2004	2.909.890	0	876.753	304.773	302.456	4.393.872
2005	3.081.507	0	937.102	311.301	384.943	4.712.458

(a) Inclui lixeiras (1999-2002) e vazadouros controlados (2003-2005).

(b) A recolha selectiva multimaterial, com vista à reciclagem, inclui as embalagens, papel/cartão, vidro e pilhas recolhidos nos ecopontos, porta-a-porta e ecocentros.

Nota: A valorização orgânica, para o ano de 2005, inclui também a valorização orgânica de RUB.

Refira-se que em 2005, foi declarada a recolha de 19.079 t de RUB mas foram efectivamente valorizadas organicamente 21.474 t.

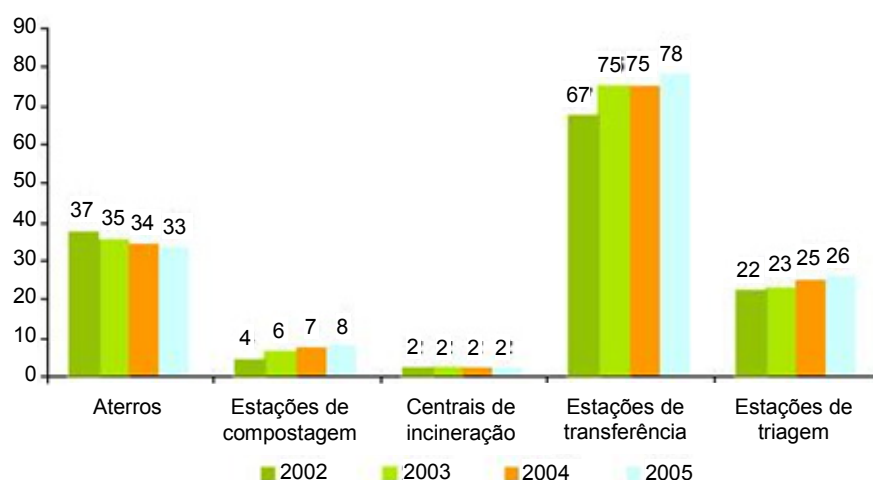


Figura 1.7 – Evolução das infraestruturas de tratamento de RSU em Portugal (INR, Janeiro 2007).

## 1.4 PROPRIEDADES FÍSICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

### 1.4.1 Introdução

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são constituídos por vários tipos de materiais, resultando numa massa muito heterogénea, evolutiva e multifásica (sólidos, líquidos e gases). A fase sólida pode ser subdividida em 3 grupos de materiais, de acordo com as suas principais características de comportamento: materiais inertes, deformáveis e putrescíveis ou biodegradáveis. A fase líquida é constituída pela água que se infiltra e pelos líquidos resultantes dos processos de biodecomposição, e a fase gasosa por ar e gases resultantes dos processos de biodecomposição.

O conhecimento do comportamento global dos resíduos implica não só a caracterização dos seus vários constituintes, como também das interações entre estes. Aspectos como a elevada heterogeneidade da composição e dimensão dos seus constituintes; a variação temporal (associada essencialmente aos processos de biodecomposição) e geográfica (dependente, entre outras, do tipo de cultura, nível de desenvolvimento e de industrialização, e das práticas de gestão de resíduos de cada região); o carácter multifásico; a dificuldade de obtenção de amostras representativas; e a inexistência de procedimentos normalizados para a sua caracterização e de laboratórios vocacionados para o seu estudo, acrescem um grau de dificuldade significativo às tarefas de caracterização destes materiais, já por si de difícil manuseamento.

### 1.4.2 Classificação

Os principais critérios subjacentes às várias classificações propostas para RSU baseiam-se essencialmente na descrição da sua composição (em termos de identificação visual dos materiais constituintes) e no agrupamento dos vários constituintes em classes e/ou subclasses de materiais com características similares e que, de algum modo, condicionam o comportamento geotécnico e estrutural dos RSU.

Existem várias propostas de classificações de resíduos, com consideração de maior ou menor número de parâmetros. Um dos parâmetros básicos, comum a todas as classificações, é a divisão dos vários constituintes dos resíduos por tipos de materiais, expressa geralmente em termos do peso percentual de cada grupo de materiais. As classes de agrupamento dos vários tipos de materiais podem ser diferentes em função do tipo de resíduo em estudo e do objectivo deste. O U. S. Bureau of Solid Waste Mangement (BSWM) propõe a subdivisão dos RSU em 9 classes (restos alimentares; resíduos verdes; papel; plástico, borracha e couro; têxteis; madeira; metais; vidro e cerâmica; cinzas, rochas e solos), enquanto a ADEME - Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie propõe uma metodologia, designada por MODECOM<sup>TM</sup> - *Méthodes de caractérisation des ordures ménagères* (ADEME, 1993), que considera 13 classes ou categorias (Quadro 1.3), correspondendo 4 a materiais “minerais” ou inorgânicos (vidro, metal, resíduos domésticos especiais e outros matérias inertes) e 9 a materiais orgânicos com maior ou menor quantidade de matéria orgânica biodegradável (materiais putrescíveis, papel, cartão, têxteis, têxteis sanitários, plásticos, materiais compósitos, outros materiais combustíveis e fracção fina (<20mm)).

Quadro 1.3 – Classificação proposta pela ADEME – MODECOM<sup>TM</sup> (ADEME, 1993).

Categoria	Constituintes
Resíduos putrescíveis	Resíduos verdes e alimentares
Papel	Embalagens de papel, jornais, brochuras, outros papeis
Cartão	Embalagens de cartão lisas ou onduladas, outros cartões
Resíduos compósitos	Embalagens complexas (com multiconstituintes), outros materiais complexos
Têxteis	Embalagens têxteis e outros têxteis
Têxteis sanitários	Têxteis sanitários
Plásticos	Filmes, garrafas, embalagens, outros materiais plásticos
Resíduos combustíveis não especificados	Madeira, embalagens combustíveis, outros resíduos combustíveis não especificados
Vidros	Garrafas, outros vidros
Metais	Embalagens, latas, outros materiais metálicos
Resíduos incombustíveis não especificados	Embalagens e outros materiais incombustíveis não especificados
Resíduos domésticos perigosos (ou especiais)	Tintas, colas, vernizes, pilhas, pesticidas, produtos fotográficos químicos, materiais com mercúrio, outros resíduos domésticos especiais
Finos (< 20mm)	Elementos de granulometria inferior a 20 mm

As classificações que têm como critério o agrupamentos dos vários materiais dos resíduos em classes e/ou subclasses de materiais com características comportamentais similares visam essencialmente a sua classificação em termos geotécnicos e consideram outros aspectos como: o seu comportamento ser ou não equiparável ao dos solos, a forma e tamanho dos resíduos sólidos, e o grau de degradabilidade dos componentes orgânicos; ou seja, parâmetros que de alguma forma condicionam a deformabilidade e a resistência global dos resíduos. A aplicação destas classificações consiste sempre numa separação dos materiais com base numa análise e descrição visual mais ou menos completa dos vários componentes, por vezes complementada com análises granulométricas (totais ou de certas fracções) e determinação dos teores em água e em matéria orgânica.

Entre as classificações existentes destacam-se algumas das mais utilizadas, como a proposta de uma classificação universal apresentada por Landva & Clark (1990), que subdivide os resíduos em 2 grandes grupos: orgânicos (O) e inorgânicos (I), por sua vez subdivididos em 2 subclasses em função da velocidade de biodegradação dos resíduos orgânicos e da degradabilidade dos inorgânicos (Quadro 1.4). A forma dos materiais constituintes dos subgrupos ON, ID e IN, por ser condicionante do comportamento geotécnico global dos resíduos, é também tida em consideração, agrupando-os em materiais ocos, achatados ou alongados, e densos.

Tendo em vista o comportamento dos resíduos ser ou não equiparável ao dos solos, as recomendações do GLR, 1993 (*in* König & Jessberger, 1997) propõem a divisão dos resíduos em 2 grandes grupos:

- resíduos tipo solo - lamas industriais, solos, resíduos de obras viárias ou resíduos de incineração;
- resíduos não tipo solo - resíduos sólidos urbanos, resíduos verdes, lamas de estações de tratamentos de águas residuais, etc.

Aos resíduos do primeiro tipo são aplicáveis os princípios da mecânica dos solos e respectivos métodos de caracterização, o mesmo não acontecendo em relação aos segundos em que estes não se aplicam, ou a sua aplicação é limitada.

Grisolia *et al* (1995a)) subdividem os RSU em 3 classes (Figura 1.8):

- classe A - materiais inertes em que o seu comportamento geotécnico é equiparável ao dos solos granulares grosseiros muito heterogêneos (solos, vidro, cerâmica, metais, plásticos duros, madeira, resíduos de construção, etc.);
- classe B - materiais facilmente biodegradáveis, correspondentes a resíduos orgânicos que sofrem rápidas e significativas alterações físico-químicas e que afectam o comportamento global dos resíduos (resíduos alimentares, verdes e de animais, e fracção menor que 20 mm);
- classe C - materiais muito deformáveis, por regra achatados ou com forma de folha ou tira, caracterizados por apresentarem um comportamento anisotrópico e elevada deformabilidade mesmo sob cargas reduzidas (papel, têxteis, plásticos em folha, borracha, etc.).

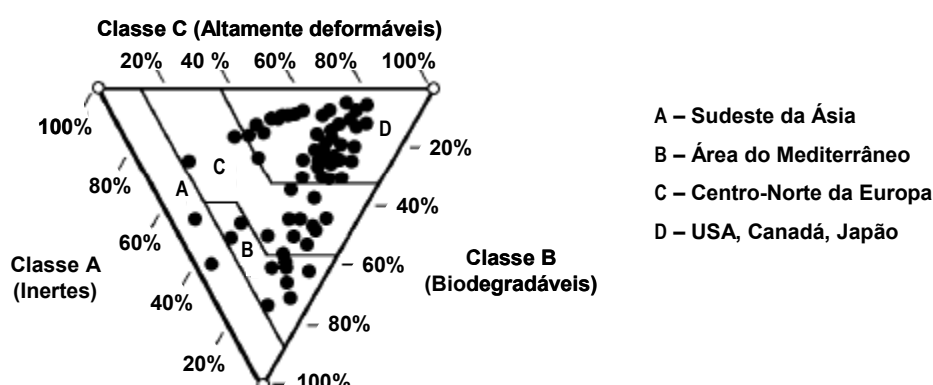


Figura 1.8 – Classificação proposta por Grisolia *et al* (1995a)).

Por sua vez, Aran (2001) propõe dividir os resíduos orgânicos em função da sua velocidade de degradação: rápida degradação (resíduos verdes, alimentares e animais); média degradação (gorduras e lamas); e lenta degradação (papel, madeira, cartão, entre outros).

As classificações apresentadas ilustram apenas algumas das existentes, o que evidencia a ausência de uniformização e consenso internacional. Contudo, no geral, todas as propostas tendem a agrupar os resíduos em função das suas principais características de comportamento, diferenciando em maior ou menor número de classes o carácter orgânico e deformacional dos resíduos. O Quadro 1.4 ilustra as principais classes e subclasses das classificações apresentadas.

Quadro 1.4 – Principais propostas de classificação de RSU.

Fonte	Classe	Sub classe	Tipo de Resíduos
Landva & Clark (1990)	Resíduos orgânicos (O)	Putrescíveis ou de rápida biodegradação (OP)	resíduos alimentares, de jardinagem, de animais
		Não putrescíveis ou de lenta biodegradação (ON)	papel, madeira, têxteis, couro, plástico, borracha, lamas orgânicas, gorduras, etc.
	Resíduos inorgânicos (I)	Degradáveis (ID)	metais
		Não degradáveis (IN)	vidro, cerâmica, solos e rochas, resíduos de construção e demolição, cinzas, etc.
GLR (1993) <sup>a)</sup>	Tipo solo	-	as lamas industriais, solos, resíduos de obras viárias ou resíduos de incineração
	Não tipo solo	-	resíduos sólidos urbanos, resíduos verdes, lamas de estações de tratamentos de águas residuais, etc.
Grisolia <i>et al</i> (1995a))	Resíduos inertes	-	solos, vidro, cerâmica, metais, resíduos de construção, cinzas, etc.
	Resíduos muito deformáveis	-	papel, cartão, têxteis, couro, plásticos, borracha, etc.
	Resíduos facilmente biodegradáveis,	-	resíduos alimentares, verdes, de animais, etc.
Aguilar-Juarez (2000) <sup>c)</sup>	Resíduos inertes	-	Plásticos, metais, resíduos minerais,
	Resíduos orgânicos	de alta biodegradabilidade	resíduos alimentares, verdes, lamas de estações de tratamentos de águas residuais, etc.
		de moderada biodegradabilidade	papel, cartão, etc.
		de baixa biodegradabilidade	Madeira, etc.
Aran (2001) <sup>b)</sup>	Resíduos orgânicos	de rápida degradação	resíduos verdes, alimentares, animais, material passado no # 20 mm
		de média velocidade de degradação	gorduras, lamas,
		de lenta degradação	papel, madeira, cartão

<sup>a)</sup> in König & Jessberger (1997); <sup>b)</sup> in Olivier (2003); <sup>c)</sup> in Chenu *et al* (2005).

Outro tipo de classificação é proposto por Kolsch (1995), com o objectivo de diferenciar os materiais em função das suas características de reforço, usando para tal o conceito de “material fibroso” e considerando 7 classes de materiais em função das suas características de reforço: papel/cartão; materiais sintéticos lisos

(borracha, couro, têxteis); materiais sintéticos duros (plásticos e couros duros); metais; minerais (vidro, cerâmica, solos e rochas); madeira; e resíduos putrescíveis. A metodologia proposta deve ser executada em 3 etapas:

- separação dos resíduos por tamanhos -  $\leq 8$  mm, 8-40 mm, 40-120 mm e  $> 120$  mm (uso de peneiros de 8, 40 e 120 mm de abertura; os resíduos maiores que 120 mm são diferenciados por identificação visual nas classes 500 e 1000 mm);
- separação por grupos de materiais - todos os resíduos de dimensão  $\geq 40$  mm de acordo com as 7 classes indicadas;
- separação dos resíduos por forma, em 4 classes - dimensão 0 (granular - nenhuma dimensão significativa; inclui todo o material  $\leq 8$  mm); 1 dimensão (fibras - 1 dimensão significativa); 2 dimensões (folhas - 2 dimensões significativas); 3 dimensões – (caixa - 3 dimensões significativas).

Paralelamente ao aparecimento de propostas de sistematização dos vários tipos de resíduos de acordo com as suas principais características comportamentais, surgiram algumas propostas de metodologia de estudo dos resíduos sólidos urbanos em que os princípios da mecânica dos solos não se aplicam ou se aplicam com limitações. É o caso da metodologia apresentada pelo TC5 da ISSMFE (Konig & Jessberger, 1997), em que a análise de uma amostra representativa de resíduos deve seguir as seguintes etapas:

- descrição visual do estado e aspecto da amostra;
- determinação dos teores em água e em matéria orgânica;
- classificação dos materiais em 3 sub etapas - separação dos materiais por diferentes tipos; distribuição granulométrica dos materiais menores que 120 mm; identificação e caracterização de cada classe de materiais (incluindo 3 fracções granulométricas do material menor que 120mm) em termos de forma (granular, fio ou tubo, tipo folha, achatado ou tipo caixa), teor em água e teor em matéria orgânica.

A classificação dos resíduos efectuada a partir da descrição e identificação visual dos seus componentes inclui necessariamente alguma subjectividade. Este aspecto, bem como outras dificuldades associadas, são majoradas quando as amostras a classificar provêm de resíduos já depositados, que entretanto já sofreram processos de degradação e de compressão, o que leva a que a forma e dimensão dos materiais se altere e que a identificação visual dos vários componentes se torne bastante mais difícil, nomeadamente da fracção orgânica que já sofreu significativas alterações. Numa perspectiva de considerar a variação das características dos resíduos com o tempo, tendo em vista a sua classificação como elemento fundamental na compreensão do comportamento mecânico dos resíduos, Langer *et al* (2005) propõem o uso de uma metodologia de classificação (Figura 1.9) que agrupa os vários componentes dos resíduos em termos de:

- a) materiais com idêntico comportamento mecânico (por exemplo: resistência à tracção ou à compressão) – agrupados nas classes papel e cartão; plásticos flexíveis; plásticos rígidos; metais; minerais; madeira, couro e têxteis; orgânicos; e materiais misturados;



b) materiais com idêntica relação forma - comportamento mecânico

b.1) materiais de reforço – materiais uni ou bidimensionais (por exemplo: sacos plásticos, folhas de papel)

b.2) materiais compressíveis – materiais tridimensionais

b.2.1) de alta compressibilidade (por exemplo: materiais putrescíveis, embalagens plásticas)

b.2.2) de baixa compressibilidade (por exemplo, latas)

b.3) materiais incompressíveis – tridimensionais (por exemplo: tijolos, peças de metal, pedras);

c) materiais com idêntico potencial de biodegradabilidade – estimado por relação com o tipo de materiais identificados na alínea a).

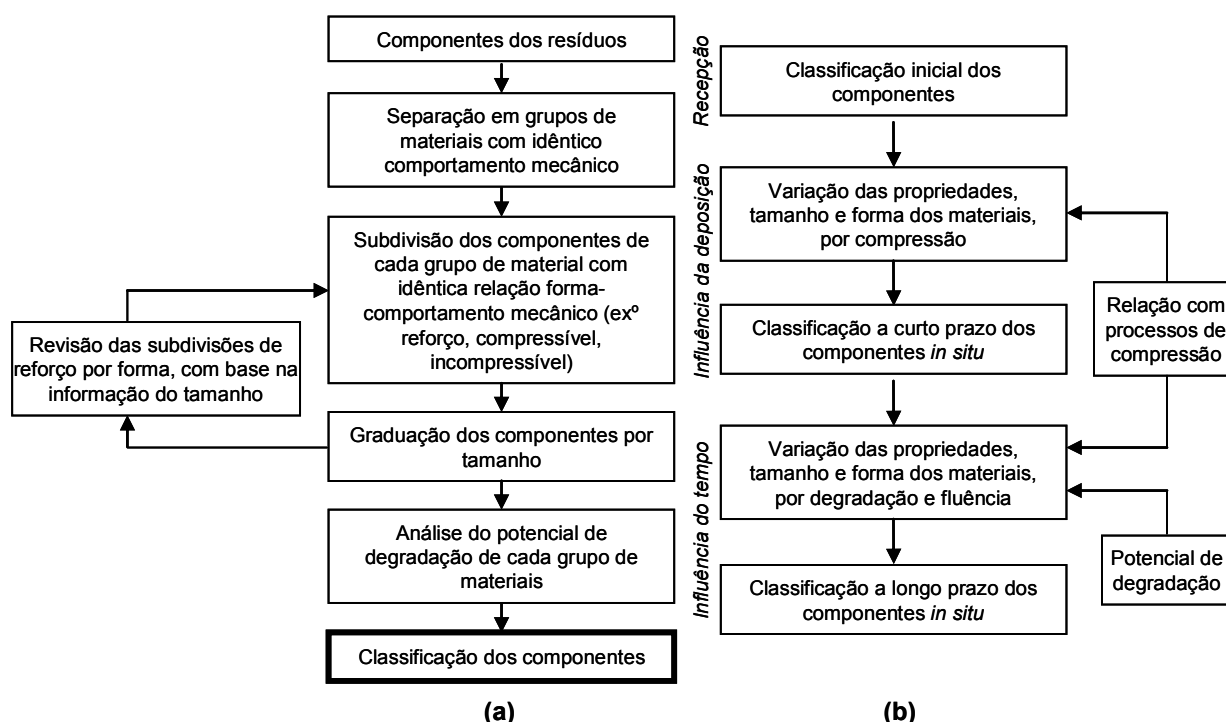


Figura 1.9 – Procedimento (a) e aplicação (b) da classificação proposta por Langer *et al* (2005).

### 1.4.3 Granulometria

Como consequência da grande diversidade de constituintes dos resíduos sólidos urbanos (§ 1.4.2), a granulometria dos resíduos é, naturalmente, muito variada, incluindo desde elementos finos até partículas de grande dimensão geralmente designados de “monstros”. Para além da composição inicial dos resíduos outros factores (como o tipo de pré-tratamento, método de colocação em aterro ou idade dos resíduos) afectam também as características granulométricas destes.

A caracterização da distribuição granulométrica dos resíduos é fundamental, não só por contribuir para a sua classificação (exº classificações propostas pelo TC5 (Konig & Jessberger, 1997), Kolsch (1995), ou

Lander *et al* (2005); § 1.4.2), mas também por desempenhar um papel importante nos processos de assentamentos e biodecomposição. Tal como nos solos, a granulometria condiciona o arranjo estrutural das partículas e a migração das partículas de menor dimensão através dos espaços interpartículas. Por outro lado, o tamanho e a forma das partículas condicionam os processos de biodecomposição, nomeadamente através da área de ataque pelos microrganismos e das condições de arejamento e de circulação de água.

A aplicação directa aos resíduos dos procedimentos das análises granulométricas em solos reveste-se de algumas dificuldades, nomeadamente relacionadas com a representatividade *versus* tamanho da amostra, com a forma das partículas, que na sua maioria se afasta de um padrão granular, e com o elevado tamanho de algumas partículas. Neste sentido, é usual utilizarem-se amostras de grande dimensão (várias dezenas a algumas centenas de quilogramas) e definir-se a dimensão equivalente das partículas, a partir da abertura de peneiros através dos quais os resíduos passam gravimetricamente e da medição manual e pesagem das partículas maiores, resultando em curvas granulométricas similares às obtidas nos solos.

A partir dos vários resultados de distribuição granulométrica de resíduos apresentados na bibliografia, verifica-se, em termos gerais, que os resíduos apresentam curvas extensas e que tendem a apresentar maior quantidade de finos com o avançar das fases de decomposição e quando sujeitos a tratamentos prévios. Estes factos foram verificados experimentalmente por Jessberger & Kockel (1991) em ensaios realizados sobre amostras de diferentes idades de resíduos não tratados e pré-tratados (Figura 1.10). Gabr & Valero (1995) e Tchobanoglous *et al* (1993) verificaram igualmente a existência de um acréscimo da quantidade de finos com o aumento da idade dos resíduos.

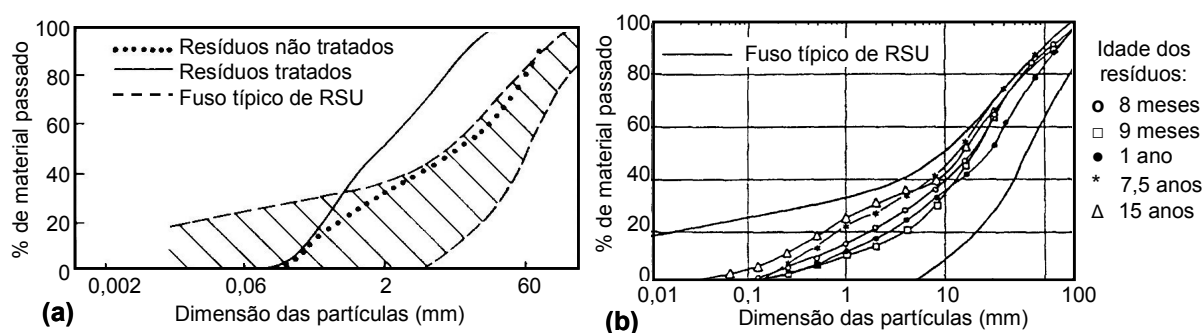


Figura 1.10 – Distribuição do tamanho das partículas: (a) Jessberger (1994); (b) Knochenmus *et al* (1998).

As curvas granulométricas de amostras de resíduos provenientes de zonas mais profundas dos aterros tendem também a apresentar maior quantidade de finos, o que estará relacionado com o maior grau de decomposição e com os processos de compressão que, entretanto, estes resíduos já sofreram (Knochenmus *et al*, 1998).

A variação granulométrica dos resíduos em função da sua posição relativa dentro do aterro foi também analisada por Gabr & Valero (1995), que compararam resultados de análises granulométricas feitas em amostras do mesmo aterro mas provenientes de diferentes profundidades, e em que as amostras mais superficiais foram ensaiadas por via seca (as amostras foram previamente secas a 60°C) e as mais profundas por via húmida. Os resultados obtidos permitiram verificar que as amostras menos profundas

apresentavam maior percentagem de grossos, o que se pode dever a um estado menos avançado da decomposição em relação aos níveis mais profundos e à diferença de técnicas de ensaio utilizadas. Segundo os autores, as análises feitas por via seca conduzem a uma certa agregação das partículas, devido à natureza coesiva dos resíduos, pelo que consideram que as análises por via húmida fornecem melhores resultados. Contudo, a realização de análises por via húmida em resíduos é difícil devido à grande dimensão das amostras.

#### 1.4.4 Teor em Água

O teor em água dos resíduos depende de inúmeros factores, como a composição e teor em água inicial dos resíduos, sua capacidade de retenção de água, métodos de colocação no aterro e de pré-tratamento, grau de decomposição ou idade dos resíduos, relação precipitação-evapotranspiração, grau de estanqueidade do sistema de cobertura, e capacidade dos sistemas de drenagem de lixiviados e de biogás.

Tal como nos solos, o teor em água tem uma enorme influência no comportamento mecânico dos resíduos, sendo neste caso ainda mais complexa a sua contribuição, já que também condiciona e é condicionado pelos processos de biodecomposição. Landva & Clark (1990) apresentam uma compilação de resultados de teor em água *versus* teor em matéria orgânica obtidos em amostras de resíduos de vários aterros antigos do Canadá (Figura 1.11).

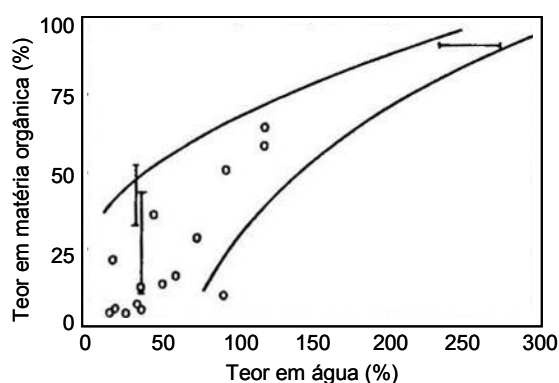


Figura 1.11 – Variação do teor em água em função do teor em matéria orgânica de amostras de RSU antigos (Landva & Clark, 1990).

Por outro lado e comparativamente com os solos, em que a água presente corresponde essencialmente à existente entre partículas (interpartículas), os resíduos incluem vários materiais que são constituídos por quantidades de água significativas (constitutiva), em particular alguns resíduos orgânicos, e outros que apresentam vazios fechados de dimensão apreciável (intrapartículas). Acresce ainda que alguns dos constituintes apresentam uma forte capacidade de retenção de água.

Desta forma os valores de teor em água determinados pelo método tradicional (por relação percentual de massas antes e após secagem) correspondem à determinação da água constitutiva e à existente interpartículas (seja adsorvida na superfície das partículas, sustentada por tensões capilares, ou a que circula livremente entre os macro-poros). Os resultados de teor em água de resíduos são expressos, por

alguns autores, em relação ao peso seco ( $W_d$ ), Equação (1.1) e, por outros, em relação ao peso húmido ( $W_w$ ), Equação (1.2):

$$W_d = \frac{(w_0 - w_i)}{w_0} \quad (1.1)$$

$$W_w = \frac{(w_0 - w_i)}{w_i} \quad (1.2)$$

em que  $w_0$  corresponde ao peso inicial da amostra e  $w_i$  ao peso da amostra após secagem. Apesar de as duas metodologias serem válidas é fundamental indicar a utilizada, o que nem sempre se verifica, caso contrário a comparação de resultados perde significado.

A temperatura de secagem para a determinação do teor em água deve, segundo Gabr & Valero (1995), ser de 60° C para evitar a perda de materiais voláteis. König & Jessberger (1997) sugerem que se use dois patamares de temperatura, um primeiro a 70°C seguido de outro a 105°C. Resultados obtidos com outras temperaturas compreendidas entre os 60°C e 105°C são também por vezes apresentados (exº 85°C por Zornberg *et al* 1999). Coumoulus *et al* (1995) compararam resultados de teor em água determinados a 105°C por períodos de 18h e a 60°C por períodos de 48h, tendo obtido resultados similares.

Os valores referidos na bibliografia para este parâmetro são extremamente variáveis, não sendo fácil estabelecer um padrão de comportamento. No Quadro 1.5 apresentam-se alguns valores publicados na bibliografia.

Quadro 1.5 – Valores do teor em água de resíduos sólidos publicados.

Fonte	Local	Teor em água (W, %)	Observações
Sowers (1973)	EUA	10 – 50 *	-
Cartier & Baldit (1983) <sup>b)</sup>	França	20 – 35 *	Constante em profundidade
Siegel <i>et al</i> (1990)	EUA	10 – 45 *	Profundidade entre 0 e 37 m
Gifford <i>et al</i> (1990)	EUA	14 – 68 *	Profundidade entre 0 e 7,5 m
Blight <i>et al</i> (1992a)) <sup>a)</sup>	África do Sul	10 – 45 <sup>(1)*</sup> 10 – 105 <sup>(2)*</sup>	Profundidade entre 2,5 e 21 m; <sup>(1)</sup> período chuvoso; <sup>(2)</sup> período excepcionalmente chuvoso
Tchobanoglous <i>et al</i> (1993)	EUA	15 – 40 *	Consoante a composição, época do ano e condições climáticas
Sánchez-Alciturri <i>et al</i> (1993a) e (1993b))	Espanha	48 *	valor médio
Gabr & Valero (1995)	EUA	30 <sup>(3)</sup> - 130 <sup>(4)*</sup>	<sup>(3)</sup> à superfície <sup>(4)</sup> zonas profundas
Coumoulos <i>et al</i> (1995)	Grécia	> 60 <sup>(5)</sup> – ≈40 <sup>(6)*</sup>	<sup>(5)</sup> profundidade < 15m <sup>(6)</sup> profundidade 30 m
Stulgis <i>et al</i> (1995)	EUA	13 – 57 **	Profundidade entre 2,1 e 22,4 m
Carvalho (1999)	Brasil	50 <sup>(7)</sup> – 60a 85 <sup>(8)*</sup>	<sup>(7)</sup> profundidade < 10 m <sup>(8)</sup> profundidade > 10 m
Pereira (2000)	Espanha	13 – 70 *	Profundidade entre 2,5 e 21 m
Marques (2001)	Brasil	146 *	valor médio

<sup>a)</sup> in König & Jessberger (1997); <sup>b)</sup> in Pereira (2000); \* em relação ao peso seco; \*\* em relação ao peso húmido

A distribuição da humidade dentro de um aterro de resíduos ocorre, geralmente, de forma aleatória (Figura 1.12). Alguns trabalhos revelam uma tendência para o aumento deste parâmetro com a profundidade (Blight *et al* 1992a), in König & Jessberger, 1997; Gabr & Valero, 1995; Carvalho, 1999), outros, uma diminuição com o aumento da profundidade (Coumoulos *et al*, 1995; Jucá *et al*, 1997 (in Carvalho, 1999)), e ainda outros, nenhuma relação com a profundidade apenas um aumento em zonas localizadas (Pereira, 2000). Este comportamento parece dever-se à heterogeneidade da permeabilidade dos materiais, sua disposição (exº zonas de ligação de duas camadas ou de maior concentração de materiais plásticos) e aos diferentes graus de decomposição existentes em simultâneo dentro do aterro de resíduos (Olivier, 2003). Landva & Clark (1990) salientam ainda a possibilidade de coexistência de vazios intrapartículas saturados ou parcialmente saturados e vazios interpartículas secos, ou vice-versa.

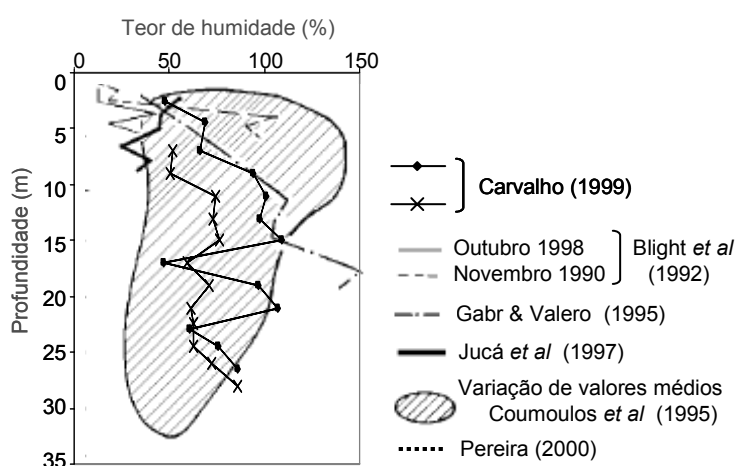


Figura 1.12 – Perfil de variação do teor em água em função da profundidade (adaptado de Carvalho, 1999).

Laurent *et al* (2005) realizaram uma experiência laboratorial em que registaram a variação do teor em água volumétrico de uma coluna de resíduos domésticos por diferentes metodologias (instrumentação com diferentes tipos de sensores e secagem em estufa). A coluna de resíduos foi primeiro sujeita a compressão por patamares de carga (0 a 130 kPa), depois a um ciclo de imersão e por fim a uma fase de drenagem livre. Os resultados evidenciaram um aumento do teor em água durante a fase de carregamento e imersão e uma diminuição na fase de drenagem, de acordo com o representado na Figura 1.13.

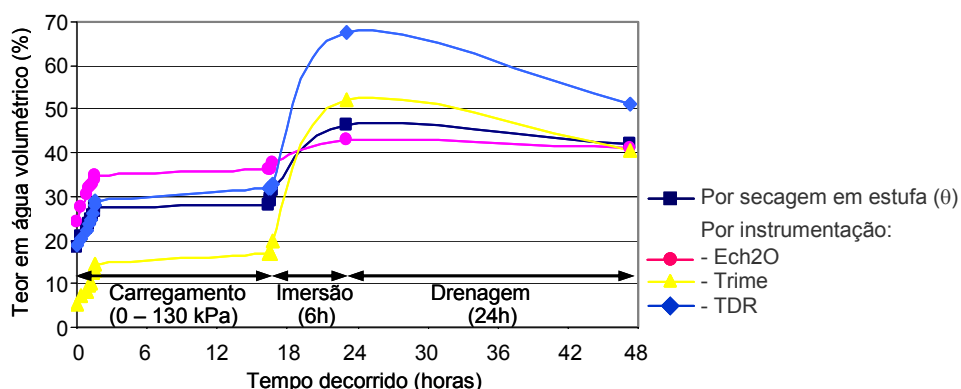


Figura 1.13 – Variação do teor em água em função do tempo e fase experimental (Laurent *et al*, 2005).

Para além do teor em água, a humidade dos resíduos é ainda caracterizável por um outro parâmetro designado por capacidade de retenção ou capacidade de campo, que corresponde à quantidade máxima de água que os resíduos conseguem reter em equilíbrio, isto é, sem que se verifique drenagem por gravidade. Este parâmetro é geralmente expresso pela relação percentual de massas ou volumes ( $\theta$ ):

$$\theta = \frac{(w_i + w_{abs})_{equil}}{w_0} \quad (1.3)$$

ou

$$\theta = \frac{(V_i + V_{abs})_{equil}}{V_0} \quad (1.4)$$

Na Equação (1.3)  $w_i$  corresponde à massa de água inicial da amostra,  $w_{abs}$  à massa de água absorvida em equilíbrio e  $w_0$  à massa total do resíduo, seca ou húmida. Na Equação (1.4)  $V_i$  corresponde ao volume de água inicial da amostra,  $V_{abs}$  ao volume de água absorvida em equilíbrio e  $V_0$  ao volume total do resíduo.

Em termos práticos a capacidade de campo corresponde ao somatório do teor em água inicial e da quantidade de água que os resíduos conseguem absorver sem a libertar por drenagem (capacidade de absorção). Este parâmetro depende da composição, grau de biodegradação e peso específico dos resíduos (Vaidya, 2002), sendo por regra mais elevado em resíduos frescos e tendendo a diminuir com o aumento da compressão e da biodegradação (Olivier, 2003). A produção de lixiviados só se inicia após se atingir a capacidade de campo (Vaidya, 2002). No Quadro 1.6 apresentam-se alguns valores publicados.

Quadro 1.6 – Valores de capacidade de campo volumétrica de resíduos sólidos publicados.

Fonte	Capacidade de campo (%)	Observações
Canziani & Cossu (1989) <sup>a)</sup>	27 <sup>(3)</sup> a 37 <sup>(4)</sup>	<sup>(3)</sup> RSU brutos e/ou com $< \gamma$ <sup>(4)</sup> RSU triturados e/ou com $> \gamma$
Oweis <i>et al</i> (1990)	20 - 35	-
Blight <i>et al</i> (1992b) <sup>a)</sup>	55 <sup>(1)</sup> - 225 <sup>(2)</sup>	<sup>(1)</sup> RSU antigos com $\gamma \approx 10 \text{ kN/m}^3$ <sup>(2)</sup> RSU frescos sob baixa pressão conf.
Schroeder <i>et al</i> (1994) <sup>a)</sup>	29,2	Valor de referência para RSU com $\gamma \approx 3,1 \text{ kN/m}^3$
Beaven & Powerie (1995)	102 a 61*	Em função de $\sigma_v$ (40 a 600 kPa)
Powerie & Beaven (1999a) <sup>a)</sup>	40 - 44	Em função de $\sigma_v$ (34 a 463 kPa)
Zornberg <i>et al</i> (1999) <sup>a)</sup>	47,8 a 53	Em função $\sigma_v$ , não variaram com aumento de $\gamma$
Laurent <i>et al</i> (2005)	18 - 42	Em função de $\sigma_v$ (0 a 130 kPa)
Olivier & Gourc (2005)	47 - 49	Em função de $\sigma_v$ (0 a 130 kPa)

<sup>a)</sup> in Marques, (2001); \* em % relativa ao peso seco

#### 1.4.5 Matéria Orgânica

A matéria orgânica presente nos resíduos sofre decomposição devido a reacções bacterianas exotérmicas, libertando-se metano, dióxido de carbono, água e calor, e, conseqüentemente, sofre uma redução apreciável de volume (Shimizu, 1996). A velocidade com que os processos de decomposição ocorrem varia em função das características ambientais do aterro, tais como temperatura, pH, potencial de oxidação-redução e teor em água. Na realidade, a água presente num aterro (quantidade e regimes de fluxo)

desempenha um papel chave nos processos de biodecomposição, não só em termos das reacções bioquímicas mas também por ser o vector de transporte dos microrganismos e de difusão das enzimas e nutrientes dentro da massa de resíduos (McDougall & Pyrah, 1999). No § 1.5 são apresentados com maior detalhe os processos associados à decomposição da matéria orgânica.

Numa perspectiva mais geotécnica, a quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos e respectivo grau de decomposição condiciona fortemente todo o comportamento mecânico dos resíduos. Assim, quanto maior for a quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos, maior será a magnitude dos assentamentos resultantes da redução de volume que a matéria orgânica sofre devido aos processos de decomposição, e maior será a quantidade de água e gases presente nos resíduos. O trabalho experimental levado a cabo por Mitchell (1983, *in* Jessberger, 1996) demonstra claramente como um pequeno aumento da quantidade de matéria orgânica condiciona o comportamento dos resíduos. Este autor verificou que o efeito no índice de plasticidade de um aumento de cerca de 1% a 2% de matéria orgânica é comparável a um aumento de 10% a 20% de teor em argila.

A determinação do teor em matéria orgânica pode ser efectuada em diferentes fases, de acordo com a idade dos resíduos. Brauer *et al* (2005) propõem uma metodologia de classificação da matéria orgânica dos resíduos em função da fase de maturação destes e do tipo de caracterização pretendida (Figura 1.14).

Em termos de caracterização geotécnica os resultados apresentados na bibliografia correspondem essencialmente ao primeiro nível indicado no diagrama, excluindo, por regra, o teor de matéria orgânica degradável e o valor nutricional dos resíduos. Na verdade, a maior parte dos valores publicados com vista à caracterização geotécnica dos resíduos corresponde à quantificação da matéria orgânica através da sua identificação visual (de acordo com as classes apresentadas na Figura 1.14 ou outras como as apresentadas no § 1.4.2) e/ou à determinação do teor de matéria orgânica total por combustão a altas temperaturas ( $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$ ), ou seja, por calcinação. A determinação do teor em matéria orgânica por calcinação é geralmente designada na bibliografia por teor de sólidos voláteis (SV) ou sólidos totais voláteis (STV) (ex<sup>o</sup> Garb & Valero, 1995; Landva & Clark, 1990; Tchobanoglous *et al*, 1993, entre outros) ou por teor em “cinzas” (ex<sup>o</sup> Coumoulus *et al*, 1995). Contudo, Tchobanoglous *et al* (1993) realçam que o uso do teor em sólidos totais voláteis como indicador da biodegradabilidade da fracção orgânica dos resíduos é pouco claro já que alguns dos constituintes orgânicos são muito “voláteis” mas pouco biodegradáveis (§ 1.5.5). Tendo presente as classificações com fins geotécnicos apresentadas (§1.4.2), nomeadamente o agrupamento de materiais com características similares em termos de condicionamento do comportamento geotécnico dos resíduos, parece fundamental a diferenciação da matéria orgânica em função do seu grau de biodegradabilidade, pelo menos, em teor total de matéria orgânica e matéria orgânica mais facilmente degradável.

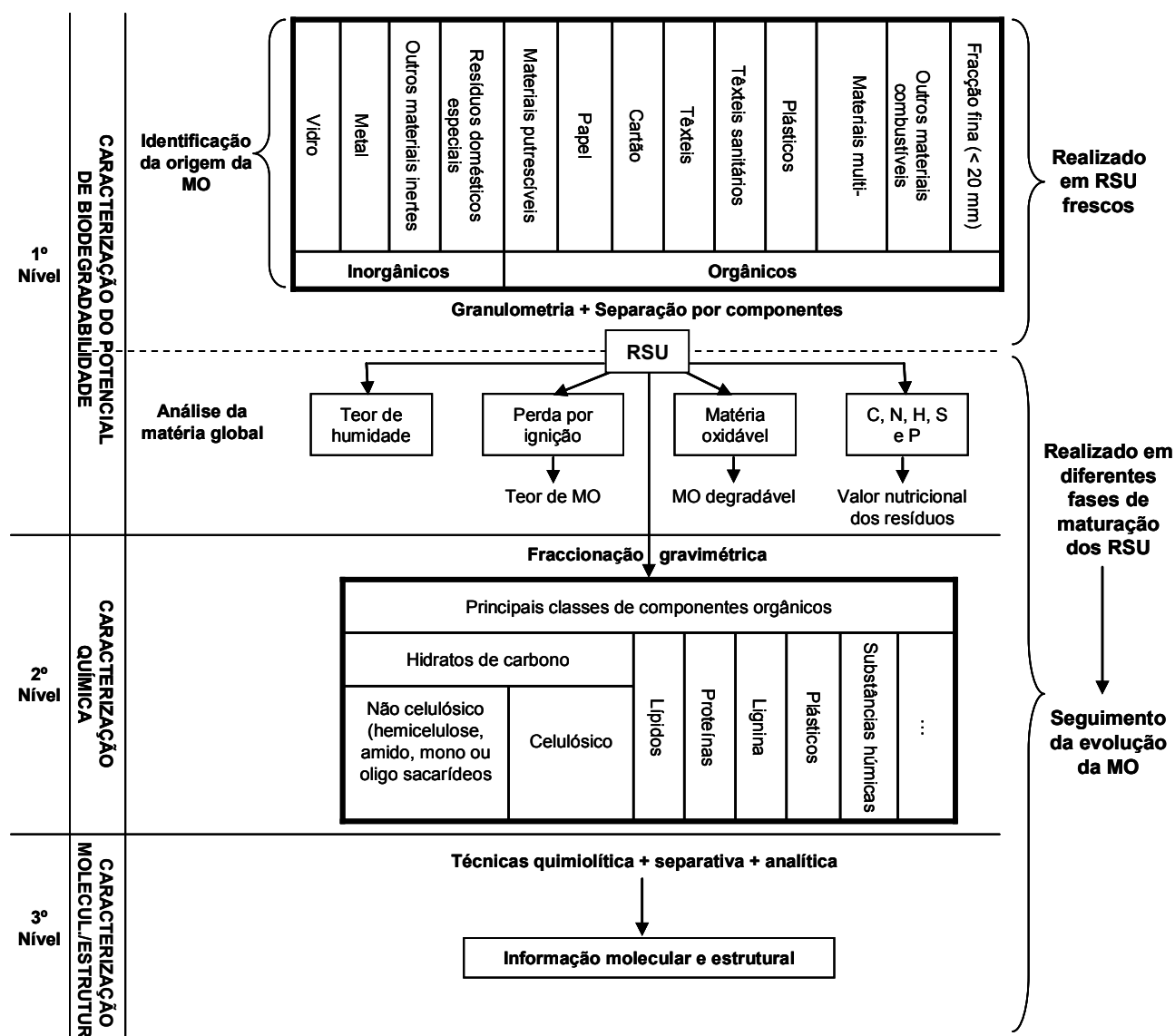


Figura 1.14 – Diagrama de caracterização da matéria orgânica de RSU (Brauer *et al*, 2005).

A quantificação da matéria orgânica mais facilmente degradável pode ser efectuada através de processos de oxidação química, como seja o ataque por permanganato de potássio ( $\text{KMnO}_4$ ), por dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) ou por hipoclorito de sódio ( $\text{NaOCl}$ ), normalmente realizados a partir de amostras de lixiviado ou da lixiviação de amostras de RSU (eluato), ou o ataque por peróxido de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) a partir de amostras da fracção líquida ou sólida dos resíduos. A aplicação prática dos métodos que utilizam amostras da fracção líquida (lixiviado ou eluato) apresenta, contudo, algumas dificuldades, em particular quando a sua determinação é feita por titulação com indicador visual. Como em geral os lixiviados são líquidos de coloração muito escura, a identificação da mudança de cor do indicador obriga a uma grande diluição prévia da amostra. Saliente-se que, comparativamente com o método de calcinação, estes métodos não doseiam a quantidade total de matéria orgânica presente mas apenas a que é mais facilmente oxidável.



### 1.4.6 Peso Volúmico

#### 1.4.6.1 Peso volúmico total

Para se entender o conceito de peso volúmico dos resíduos é necessário ter em mente a estrutura dos resíduos e algumas das suas principais diferenças relativamente aos solos. Para os solos admite-se, em regra, que estes são constituídos por três fracções: sólida, líquida e gasosa (não tendo que existir necessariamente as três em simultâneo), em que as duas primeiras são não compressíveis (ou de compressibilidade desprezível comparativamente com a da fracção gasosa). Por sua vez, os resíduos são igualmente constituídos por três fracções (sólida, líquida e gasosa), no entanto, uma das grandes diferenças entre os solos e os resíduos prende-se com o facto de a fracção sólida dos resíduos ser, pelo menos em parte, muito compressível e de a sua composição e características evoluírem rapidamente com o tempo. Por outro lado, enquanto nos solos se consideram, em regra, apenas os vazios (poros) existentes entre as partículas, desprezando-se os eventuais vazios das próprias partículas sólidas, no caso dos resíduos os vazios dos próprios constituintes dos resíduos (ex<sup>o</sup> latas, tubos, etc.) não podem ser desprezados.

O peso volúmico total ou aparente ( $\gamma$ ) dos RSU é muito variável e depende inicialmente da composição dos resíduos, método de deposição e grau de compactação, teor em água dos resíduos e presença de solos das coberturas periódicas. Acresce ainda que é um parâmetro evolutivo, já que tende a variar em função dos níveis de assentamentos atingidos, profundidade dentro do aterro, fase de decomposição dos resíduos e evolução do teor em água.

Por regra, verifica-se um aumento dos valores de  $\gamma$  com o aumento da profundidade, devido ao efeito do peso dos materiais sobrejacentes, aos complexos processos de assentamentos e ao aumento do teor em água, mas, por outro lado, o avançar dos processos de decomposição tende a diminuir os valores de  $\gamma$  em consequência da perda de material e da diminuição da produção de lixiviados e de biogás associadas à evolução destes processos. Apresentam-se em seguida alguns resultados de experiências que ilustram a dependência dos valores do peso volúmico de alguns dos factores mencionados.

Knochenmus *et al* (1998) apresentam perfis da variação do peso volúmico com a profundidade, obtidos por Wiemer (1982) e Kavazanjian *et al* (1995), os quais evidenciam um aumento dos valores do peso volúmico para os níveis mais superficiais e pequena variação para os níveis mais profundos (Figura 1.15).

Resultados da variação do peso volúmico em função da tensão vertical média aplicada são apresentados por Powrie *et al* (2000). Os autores usaram uma célula de compressão uniaxial de grande dimensão ( $\phi=2\text{m}$ ;  $h=3\text{m}$ ), tendo obtido os resultados expressos na Figura 1.16

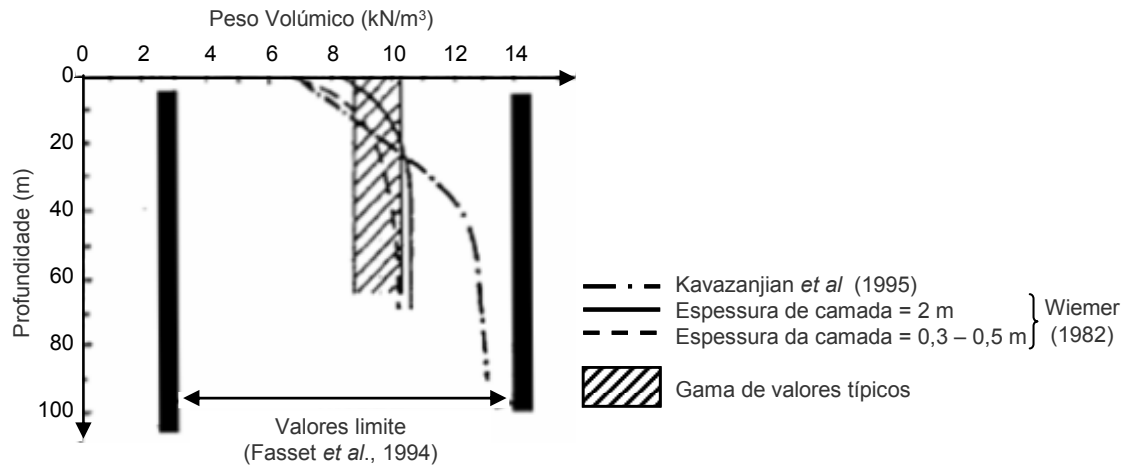


Figura 1.15 – Variação do peso volúmico com a profundidade (Knochenmus *et al.*, 1998).

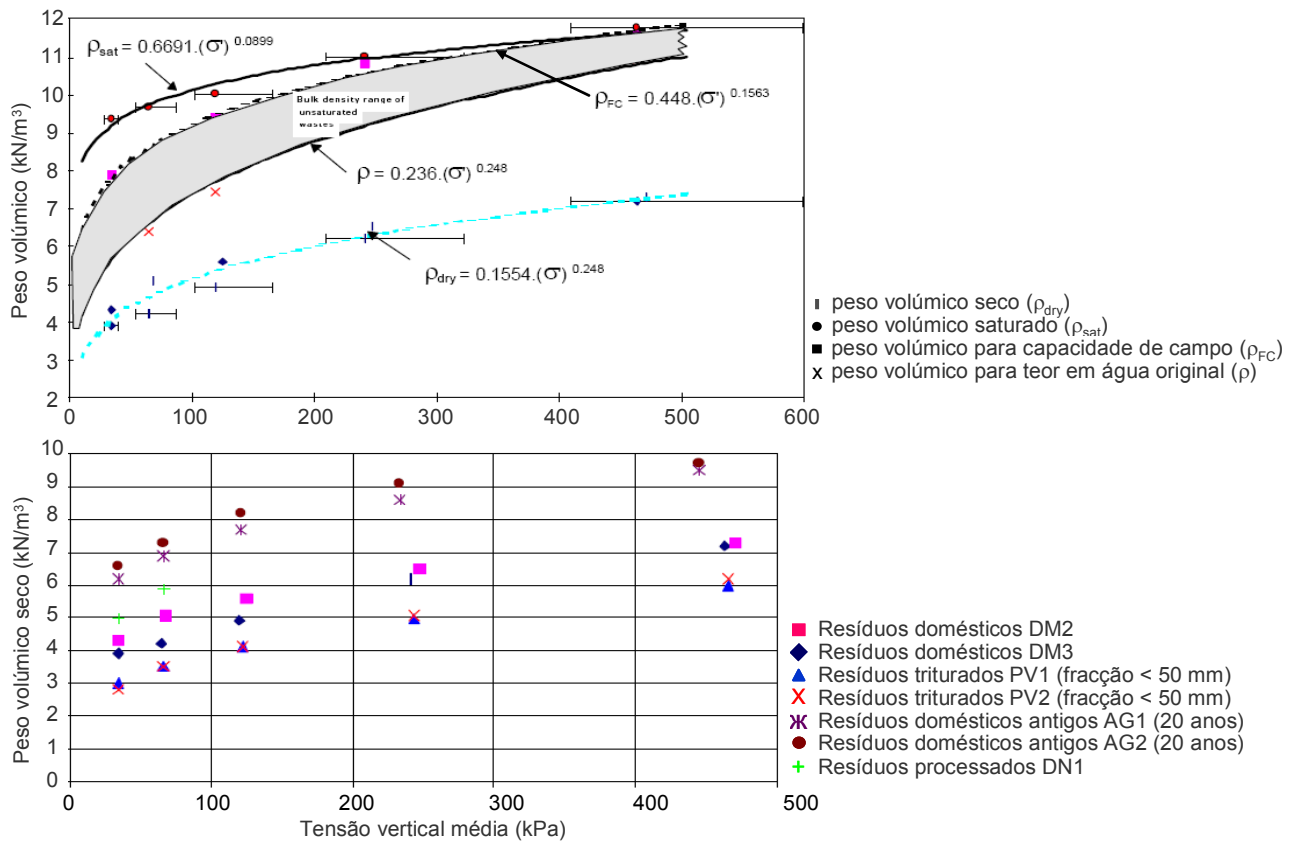


Figura 1.16 – Variação do peso volúmico seco e total com a tensão vertical média (Powrie *et al.*, 2000).

Landva & Clark (1990) apresentam resultados de uma experiência feita com tubos metálicos que evidência a forte influência que o grau de saturação e a porosidade dos resíduos (vazios inter e intrapartículas) têm nos pesos volúmcicos. Considerando o peso volúmico do metal sólido de  $80 \text{ kN/m}^3$ , os autores verificaram que um tubo metálico vazio poderia chegar aos  $2 \text{ kN/m}^3$  (para uma porosidade de 97,5%) e o mesmo tubo cheio de água aos  $12 \text{ kN/m}^3$ . Considerando em seguida não um tubo isolado mas um conjunto de tubos com uma porosidade interpartículas, ou seja, entre tubos, de cerca de 40%, os autores verificaram que os pesos volúmcicos do conjunto podiam variar do modo apresentado no Quadro 1.7, consoante o estado de saturação em que se encontram.

Quadro 1.7 – Variação do peso volúmico de um conjunto de tubos metálicos em função do seu estado de saturação (Landva &amp; Clark, 1990).

Vazios intrapartículas	Vazios interpartículas	Peso volúmico (KN/m <sup>3</sup> )
seco	seco	1
semi-saturado	seco	4
semi-saturado	semi-saturado	6
saturado	seco	7
saturado	saturado	11

O peso volúmico médio de cada constituinte dos resíduos depende assim do peso volúmico do material sólido desse constituinte, da sua porosidade e do grau de saturação.

Para além do carácter evolutivo e dos inúmeros factores que condicionam o peso volúmico dos resíduos, a sua determinação é difícil, em particular devido à grande variabilidade do tipo e tamanho dos seus componentes, pelo que a sua determinação é geralmente feita *in situ* através dos seguintes métodos:

- valor global médio - a partir da tonelagem total de resíduos depositados e do volume do aterro;
- destrutivos - a partir de poços, valas ou furos de sondagens;
- não destrutivos - por métodos geofísicos superficiais (por exemplo, microgravimetria);
- ensaios *in situ* - diagrfias gama-gama, penetro-densímetro, gamadensímetro;
- a partir do registo das tensões no interior do corpo do aterro e da altura de resíduos.

O uso de métodos directos pressupõe a utilização de grandes quantidades de material para que seja representativo. Um dos métodos mais utilizados consiste na abertura de poços ou valas com um volume apreciável (cerca de 10 m<sup>3</sup>, segundo Landva & Clark, 1990; mínimo 3 m<sup>3</sup> segundo ADEME, 1993) e na medição do peso dos resíduos escavados e do volume da cavidade (por exemplo, através do seu enchimento com água após se ter revestido a cavidade com um material maleável e impermeável, ou através da medição “exacta” das dimensões da cavidade). Segundo Landva & Clark (1990), o erro ao determinar o volume da cavidade através da medição “exacta” das suas dimensões, efectuada em várias secções da cavidade, pode ser da ordem dos 15%. O valor do erro tenderá a ser menor se o volume da cavidade for determinado a partir do seu enchimento com água (< 10% segundo ADEME, 1993). Este método tem como desvantagem a reduzida profundidade do ensaio, permitindo apenas a determinação do peso volúmico dos resíduos mais superficiais. Uma metodologia similar é também utilizada a partir de furos de sondagens, a trado ou com carotagem, em que se procede à pesagem do material retirado por trechos de furação (com 0,5, 1 ou 2m de comprimento) e à determinação do respectivo volume a partir do diâmetro de furação. Tal como no caso anterior, haverá um erro associado de difícil quantificação (variável em função do método e diâmetro de furação), mas tem a vantagem de permitir a avaliação deste parâmetro para diferentes profundidades e estados dos resíduos.

Outra metodologia, bastante mais simples e correntemente utilizada, quer pelas entidades que exploram os aterros, quer pela comunidade científica, é a determinação do peso volúmico através da tonelagem de resíduos depositados e do volume do aterro, resultando num peso volúmico médio que não considera as

perdas de massa associadas aos processos de decomposição. Apesar de simplista, a actualização dos valores do peso volúmico obtidos por esta metodologia, através de levantamentos topográficos regulares, poderá dar alguma indicação sobre a evolução média deste parâmetro, podendo ainda as perdas de massa ser, em parte, corrigidas com base na produção de biogás (Olivier, 2003).

Alguns autores usaram métodos não destrutivos ou ensaios *in situ* para determinação do peso volúmico de RSU (Cartier & Baldi, 1983 e Aboura, 1999 (*in* Olivier, 2003); Gachet & Lemaréchal, 1998, Kavazanjian & Matasovic, 1996). Apesar de alguns dos resultados publicados serem consistentes com os obtidos por outros métodos (Kavazanjian & Matasovic, 1996), a aplicação prática destes métodos é frequentemente limitada e/ou a interpretação dos resultados muito difícil. Um bom exemplo é o completo estudo desenvolvido por Gachet & Lemaréchal (1998), para a ADEME, com o objectivo de comparar diferentes métodos de avaliação do peso volúmico dos resíduos. No Quadro 1.8 apresenta-se um resumo das principais conclusões obtidas pelos autores para os vários métodos analisados.

Quadro 1.8 – Peso volúmico de RSU – aplicabilidade de vários métodos (Gachet & Lemaréchal, 1998).

	Escavadora	Furação carotada	Furação a trado
Vantagens	- boa observação do material - método simples e rápido	- até cerca de 25m com equipamento simples	- baixo custo - método simples
Desvantagens	- amostras alteradas - custo médio - impossível para teores em água elevados - diversidade de resultados - profundidade limitada	- representatividade da amostra - necessidade de uma certa coesão do material - custo relativamente elevado	- amostra consideravelmente alterada - reduzido volume extraído - impossível em zonas com blocos
Avaliação	- relativamente fiável - incerteza relativa: 7,5 a 12% - difícil quantificar incerteza relativa ao volume da escavação	- fiabilidade média - incerteza relativa: 7 a 9,5% - grande incerteza pelo método de furação (15 a 20% perda de material com água de furação)	- densidade subestimada - grande incerteza relativa às perdas de material (cerca de 50%)
	Absorção $\gamma - \gamma$	Microgravímetro	Penetro-densímetro
Vantagens	-	-	- simples e de rápida implementação
Desvantagens	- correlações impossíveis	- gravímetro difícil de estabilizar - dispersão de resultados	- heterogeneidade do meio limita a aquisição - uso de correlações requer calibração
Avaliação	- aplicável em teoria - na prática correlações impossíveis	- aplicável em teoria - inadequado	- aquisição limitada pela heterogeneidade - incerteza relativa: > 6 a 8%

Olivier (2003), a partir da instrumentação de um aterro em França em que foram colocadas células de tensão total na base do aterro e registadas as alturas do aterro no fim da deposição e após esta (internas e à superfície), avaliou a evolução do peso volúmico total médio de uma coluna de resíduos,  $\gamma(t)$ , Equação (1.5), e das respectivas camadas,  $\gamma_i(t)$ , Equação (1.6):

$$\gamma(t) = \frac{\sigma(t)}{H_n(t_c) - w(t)} \quad (1.5)$$

$$\gamma_i(t) = \frac{\sigma_{i-1}(t) - \sigma_i(t)}{h_i - \Delta h_i(t)} \quad (1.6)$$

Na Equação (1.5)  $H_n(t_c)$  é a altura de resíduos no fim da construção,  $\sigma(t)$  a tensão normal no instante  $t$  e  $w(t)$  os assentamentos da coluna de resíduos no instante  $t$ . Na Equação (1.6)  $\sigma_i(t)$  é a tensão normal aplicada à camada  $i$ ,  $h_i$  a espessura da camada  $i$  e  $\Delta h_i(t)$  o assentamento da camada  $i$ .

O autor obteve alguma dispersão nos resultados obtidos, apesar de a maior parte dos valores se situar entre 10 e 18 kN/m<sup>3</sup>. A principal vantagem deste método é o de permitir avaliar o peso volúmico *in situ* considerando, quer os processos de assentamento, quer os de perda de massa por decomposição.

Apesar de difícil implementação, Landva & Clark (1990) propõem uma metodologia em laboratório para avaliação do peso volúmico médio dos resíduos a partir do peso volúmico da fracção sólida de cada constituinte dos resíduos e das respectivas porosidade e grau de saturação. O peso volúmico médio ( $\gamma_m$ ) de um resíduo com  $n$  constituintes pode assim ser determinado por:

$$\gamma_m = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{W_i}{W_c} \frac{1}{\gamma_i}} \quad (1.7)$$

Na Equação (1.7)  $W_i$  é o peso do constituinte  $i$ ,  $W_c$  é o peso total de todos os constituintes, e  $\gamma_i$  é o peso volúmico do constituinte  $i$ .

Pelos motivos indicados anteriormente os valores dos pesos volúnicos dos resíduos apresentados na bibliografia são muito variáveis podendo, segundo König & Jessberger (1997), variar entre 3 kN/m<sup>3</sup>, para resíduos pouco ou nada compactados, até 18 kN/m<sup>3</sup>, para resíduos bem compactados. No Quadro 1.9 apresentam-se os resultados obtidos por vários autores, os quais evidenciam a elevada heterogeneidade de valores e a sua forte dependência do grau de compactação dos resíduos.

Quadro 1.9 – Pesos volúnicos de RSU publicados.

Fonte	Condições de colocação dos resíduos	Peso volúmico (kN/m <sup>3</sup> )
Sowers (1968) <sup>a)</sup>	Dependente do grau de compactação	4,8 – 9,6
NAVFAC (1983) <sup>a)</sup>	Aterro sanitário – resíduos não triturados:	
	Pouco compactados	3,2
	Bem compactados	6,4
	Muito bem compactados	9,6
	Triturados	8,8
NSWMA (1985) <sup>a)</sup>	RSU – num aterro sanitário	7,1 – 7,7
	após degradação e assentamentos	10,1 – 11,2
Landva & Clark (1986) <sup>a)</sup>	Aterro sanitário (ensaio em poços) *	9,1 – 13,5
EMCON Associates (1989) <sup>a)</sup>	Aterro sanitário (registo de entradas de RSU/volume do aterro sanitário a partir de fotografias aéreas) **	7,4
Watts & Charles (1990) <sup>b)</sup>	Em função do grau de compactação	5,9 a 8
Landva & Clark (1990)	Aterro sanitário (ensaio em poços)	6,8 – 16,2
Sánchez-Alciturri <i>et al</i> (1993a))	Antes de compactados	2
	Após compactados	8 – 10

Quadro 1.9 – Pesos volúmicos de RSU publicados (continuação).

Fonte	Condições de colocação dos resíduos	Peso volúmico (kN/m <sup>3</sup> )
Van Impe (1993 e 1994) <sup>b)</sup>	Resíduos de papel frescos	5
	Resíduos de papel triturados e compactados	8
	Fardos de resíduos de papel	8
	RSU bem compactados	10
Fasset <i>et al</i> (1994) <sup>b)</sup>	Pouco compactados	3 – 9
	Moderadamente compactados	5 – 8
	Bem compactados	9 – 10,5
Withiam <i>et al</i> (1995)	Aterro sanitário (ensaio em poços)	11 – 13
Gotteland <i>et al</i> (1995)	Valor médio (poços h=2-3m)	18,5
	Gamadensímetro	17,4
Matasovic & Kavazanjian (1998)	RSU antigos, prof. entre 2 e 45m	12 – 21
Knochenmus <i>et al</i> (1998)	Pouco compactados	3
	Bem compactados	14
	Valor médio proposto	9 – 12
Thomas <i>et al</i> (1999)	RSU com 1 a 3 meses de idade (poços, vol. ≈ 2m <sup>3</sup> )	7,8 a 16,1
Carvalho (1999)	RSU antigos; prof. entre 7 e 22m	13,2 – 17,3
Marques (2001)	Aterro experimental (ensaio em poços)	4 – 14
Olivier (2003)	Aterro sanitário (instrumentação: registo das tensões normais e assentamentos)	10 – 18
Zeccos (2005)	Pouco compactados e com baixo teor de solos	5
	Moderadamente compactados e com médio teor de solos	10
	Bem compactados e com alto teor de solos	15,5

<sup>a)</sup> in Sharma *et al* (1990); <sup>b)</sup> in Manassero *et al* (1996); \* relação resíduos/solos de cobertura entre 2:1 a 10:1; \*\* relação resíduos/solos de cobertura 6:1.

Zeccos *et al* (2005), partindo da compilação de valores de pesos volúmicos obtidos em 37 aterros sanitários e de uma revisão crítica dos métodos utilizados na sua determinação, consideram que os métodos mais fiáveis são os que utilizam ensaios em poços para determinar os valores dos níveis mais superficiais e ensaios em sondagens de grande diâmetro para avaliação em profundidade. Os autores salientam ainda que, devido à variabilidade das características dos resíduos e dos métodos de deposição, cada aterro terá um “perfil característico de variação do peso volúmico” e que a partir de um número limitado de medições se pode extrapolar os valores para outras profundidades, já que os dados obtidos (*in situ* e laboratório) evidenciam um relação hiperbólica com a energia de compactação e com a tensão de confinamento a diferentes profundidades. A função proposta é expressa por:

$$\gamma = \gamma_i + \frac{z}{a + b \cdot z} \quad (1.8)$$

Em que  $\gamma_i$  (kN/m<sup>3</sup>) é o peso volúmico de deposição próximo à superfície, determinável através de ensaios em poços,  $z$  (m) a profundidade para a qual se pretende estimar, e  $a$  e  $b$  constantes do modelo. Os valores de  $\gamma_i$ ,  $a$  e  $b$  propostos pelos autores são indicados no Quadro 1.10.

Quadro 1.10 – Valores de  $\gamma_i$ ,  $a$  e  $b$  propostos por Zeccos *et al* (2005).

Grau de compactação e conteúdo de solos	$\gamma_i$ (kN/m <sup>3</sup> )	$b$ (m <sup>3</sup> /kN)	$a$ (m <sup>4</sup> /kN)
Baixo	5	0,1	2
Típico	10	0,2	3
Alto	15,5	0,9	6

Partindo da calibração do modelo em 6 aterros sanitários, Zeccos *et al* (2005) propõem os perfis indicados na Figura 1.17.

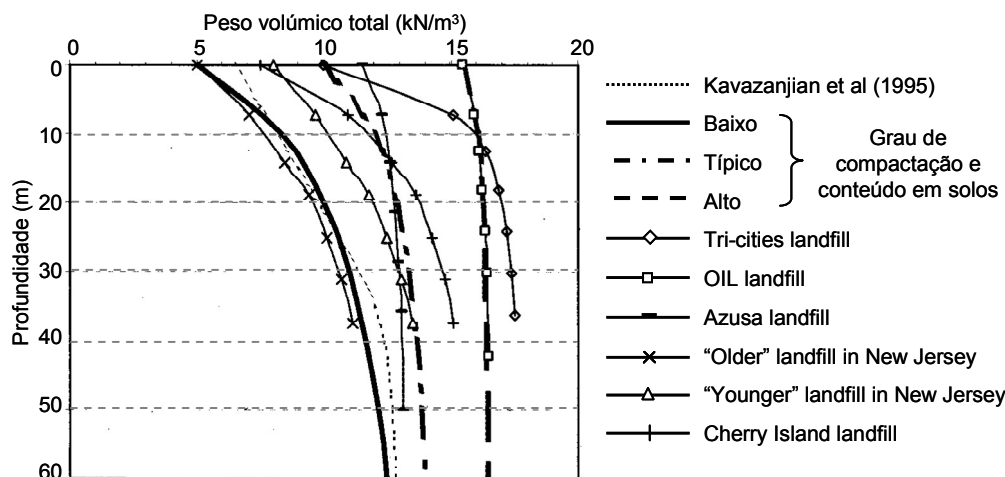


Figura 1.17 – Variação do peso volúmico total com a profundidade, grau de compactação e conteúdo em solos (Zeccos *et al*, 2005).

Estes autores propõem ainda uma relação para avaliar a evolução do peso volúmico em função do tempo (em dias) sob condições isotrópicas de confinamento:

$$\frac{\gamma_i(t)}{\gamma_i(t=1 \text{ dia})} = 0,0173 \cdot \log(t) + 1,006 \quad (1.9)$$

A função proposta foi desenvolvida com base nos resultados de vários ensaios de laboratório (Figura 1.18) e não considera os efeitos da biodecomposição que, segundo os autores, não afetará, em termos médios, de modo significativo os valores dos pesos volúnicos, já que se por um lado o avançar dos processos de decomposição tende a fazer diminuir os valores do peso volúmico por perda de massa, por outro lado a degradação pode levar ao colapso de alguns componentes, resultando num material mais denso.

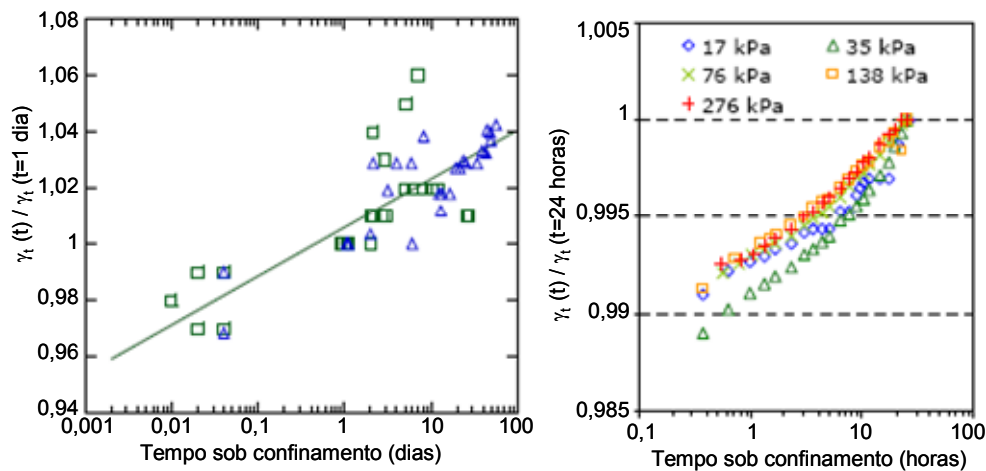


Figura 1.18 – Efeito do tempo sob confinamento no peso volúmico total (Zeccos *et al*, 2005).

#### 1.4.6.2 Peso volúmico das partículas

Dada a grande heterogeneidade dos constituintes dos resíduos, a determinação do peso volúmico das partículas sólidas dos RSU é uma tarefa difícil e, talvez por isso, são poucos os resultados apresentados na bibliografia. Os trabalhos publicados apresentam valores para este parâmetro determinados através da adaptação das técnicas correntes em solos e agregados. Carvalho (1999), em amostras de RSU antigas (15 a 20 anos) obtidas a diferentes profundidades no aterro sanitário de Bandeirantes (São Paulo), obteve valores entre 22,41 e 25,07 kN/m<sup>3</sup>, correspondendo o valor mais elevado a uma amostra mais antiga e colhida a maior profundidade. Gabr & Valero (1995) obtiveram valores médios de 20 ± 0,032 kN/m<sup>3</sup> em amostras inteiras de RSU antigos (15 a 30 anos) e de 24 ± 0,355 kN/m<sup>3</sup> em amostras da fracção fina dos RSU ( $\leq \# 200$ ) com cerca de 33% de matéria orgânica.

Powrie & Beaven (1999) obtiveram valores entre 8,6 a 12,8 kN/m<sup>3</sup> para amostras de RSU submetidas a tensões verticais entre 34 e 463 kPa, respectivamente. Segundo os autores o aumento do peso volúmico das partículas em função da tensão aplicada deve-se ao carácter deformável das partículas sólidas dos resíduos.

#### 1.4.7 Permeabilidade

A permeabilidade dos resíduos é um parâmetro fundamental para o dimensionamento dos sistemas de impermeabilização e drenagem da base, lateral e de cobertura dos aterros sanitários. Todavia, a sua determinação é bastante difícil e os resultados são muito variáveis em função do tipo de resíduos, grau de compactação, idade e grau de decomposição dos resíduos, teor em gás e temperatura (Oweis *et al*, 1990).

Os métodos para avaliação da condutividade hidráulica dos resíduos são vários e tanto podem ser realizados *in situ* como em laboratório. De entre os métodos mais utilizados destacam-se os seguintes: *in situ* – ensaios de percolação em poços ou valas e ensaios de bombagem em furos de sondagens; em laboratório – ensaios com permeâmetro, consolidómetros e ensaios triaxiais. Salienta-se, porém, que alguns destes métodos, nomeadamente os ensaios feitos em poços ou valas, permitem determinar apenas uma



velocidade aparente de escoamento num meio poroso não saturado e não propriamente a condutividade hidráulica do meio.

Com base numa compilação de valores da condutividade hidráulica obtidos por diferentes métodos, Manassero *et al* (1996) sugerem a utilização de  $10^{-5}$  m/s como um valor aceitável quando não se dispõe de dados mais concretos. O Quadro 1.11 ilustra a compilação de valores apresentada por estes autores, acrescida de mais alguns dados entretanto publicados. Pela análise deste quadro verifica-se que a maior parte dos valores se situam entre os  $10^{-4}$  a  $10^{-6}$  m/s, o que é concordante com a proposta de Manassero *et al* (1996).

Quadro 1.11 – Valores de condutividade hidráulica publicados.

Fonte	Condutividade hidráulica, k (m/s)	Peso volúmico ( $\text{kN/m}^3$ )	Observações
Fungaroli & Steiner (1979) <sup>a)</sup>	$10^{-5}$ a $2 \times 10^{-4}$	1,1 a 4	Ensaio em lisímetro
Koriatas <i>et al</i> (1983) <sup>a)</sup>	$3,2 \times 10^{-5}$ a $5,1 \times 10^{-5}$	8,6	Ensaio de laboratório
Oweis & Khera (1986) <sup>a)</sup>	$10^{-5}$	6,5	Estimado por dados de campo
Oweis <i>et al</i> (1990) <sup>a)</sup>	$10^{-5}$ $1,5 \times 10^{-6}$ $1,1 \times 10^{-5}$	6,5 9,4 a 14 6,3 a 9,4	Ensaio de bombagem Ensaio <i>in situ</i> de carga variável Ensaio em poços (taxa de infiltração)
Landva & Clark (1990)	$10^{-5}$ a $4 \times 10^{-4}$	10,1 a 14,4	Ensaio em poços
Manassero (1990) <sup>a)</sup>	$1,5 \times 10^{-5}$ a $2,6 \times 10^{-4}$	8 a 10	Ensaio de bombagem (15 – 20m prof.)
Brandl (1990) <sup>a)</sup>	$7 \times 10^{-6}$ a $2 \times 10^{-5}$ $3 \times 10^{-7}$ a $5 \times 10^{-6}$	11 a 14 13 a 16	Ensaio <i>in situ</i> de carga variável Ensaio em poços
Brandl (1994) <sup>a)</sup>	$10^{-6}$ a $5 \times 10^{-4}$ $3 \times 10^{-8}$ a $2 \times 10^{-6}$	9 a 12 13 a 17	Ensaio de lab. (RSU pré-tratados) Ensaio de lab. (RSU muito compactos)
Ceppolina <i>et al</i> (1994) <sup>c)</sup>	$10^{-7}$	$\pm 10$	Ensaio de bombagem
Beaven & Powrie (1995)	$10^{-7}$ a $10^{-4}$	5 a 13	Ensaio de laboratório ( $\sigma_v=0$ a 600 kPa)
Gabr & Valero (1995)	$10^{-7}$ a $10^{-5}$	-	Ensaio de laboratório
Blengino <i>et al</i> (1996)	$3 \times 10^{-7}$ a $2,6 \times 10^{-6}$	9 a 11	Ensaio de carga variável (em furos de sondagem a 30 – 40 m de prof.)
Landva <i>et al</i> (1998)	$2 \times 10^{-8}$ a $3 \times 10^{-4}$	$\gamma_{ini}=8,6$ a 9,5	Ensaio de carga constante em consolidómetro ( $\sigma_v = 50$ a 350 kPa)
Santos <i>et al</i> (1998)	$1 \times 10^{-7}$	14 a 19	Em sondagens
Lanini (1998) <sup>b)</sup>	$1,5 \times 10^{-4}$ a $7 \times 10^{-4}$ $7 \times 10^{-6}$ a $4 \times 10^{-4}$	-	Ensaio em colunas ( $h=2\text{m}$ , $\phi=0,34\text{m}$ ) Ensaio em carotes
Mariano & Jucá (1998) <sup>c)</sup>	$1,9 \times 10^{-8}$ a $4,2 \times 10^{-6}$	-	Ensaio <i>in situ</i>
Carvalho (1999)	$5 \times 10^{-8}$ a $8 \times 10^{-6}$	8 a 15	Ensaio de infiltração em furos de sondagem (2 a 28 m de prof.)
Olivier (2003)	$1,3 \times 10^{-7}$ a $6,5 \times 10^{-7}$	-	Ensaio de laboratório ( $\sigma_v=130$ kPa)
Durmusoglu <i>et al</i> (2005)	$2,4 \times 10^{-6}$ a $1,2 \times 10^{-4}$ (a1) $1,8 \times 10^{-5}$ a $3,3 \times 10^{-5}$ (a2) $4,7 \times 10^{-6}$ a $1,0 \times 10^{-5}$ (b1) $3,7 \times 10^{-5}$ a $3,8 \times 10^{-5}$ (b2)	-	Ensaio de carga variável em edómetros: (a) de pequena dimensão; (b) de grande dimensão; (1) amostras moldadas com Wnat; (2) amostras moldadas com W = capacidade de campo; ( $\sigma_v = 123$ a 369 kPa)

<sup>a)</sup> in Manassero *et al* (1996); <sup>b)</sup> in Olivier (2003); <sup>c)</sup> in Boscov (2006)

Resultados de ensaios desenvolvidos numa célula de compressão especial de grandes dimensões ( $h = 3\text{m}$ ,  $\phi = 2\text{m}$ , ver Figura 3.26, §. 3.3.3) são apresentados por Powrie *et al* (2005), com o objectivo de estudar a influência da tensão aplicada, da dimensão das partículas e do grau de decomposição na condutividade

hidráulica (Figura 1.19). Todas as amostras ensaiadas mostraram uma rápida redução da condutividade hidráulica vertical com o aumento da tensão aplicada. De um modo geral todos os resíduos evidenciaram elevada permeabilidade para baixos valores de tensão (idêntica à das areias) tendo, para tensões mais elevadas, decrescido para valores equiparáveis aos das argilas siltosas. Com base nos dados obtidos os autores concluíram que: existe uma única correlação entre a condutividade hidráulica vertical e a tensão vertical efectiva aplicável a todos os resíduos estudados (relação linear entre  $k$  e  $\log \sigma$ ); as diferenças da condutividade hidráulica devidas à dimensão das partículas e à decomposição dos resíduos são de segunda ordem, sendo mais significativas para tensões efectivas verticais elevadas ( $> 300$  kPa); existem correlações individuais entre a condutividade hidráulica vertical e o peso volúmico para cada tipo de resíduo; existe uma única correlação entre a condutividade hidráulica vertical e a porosidade efectiva aplicável a todos os resíduos estudados.

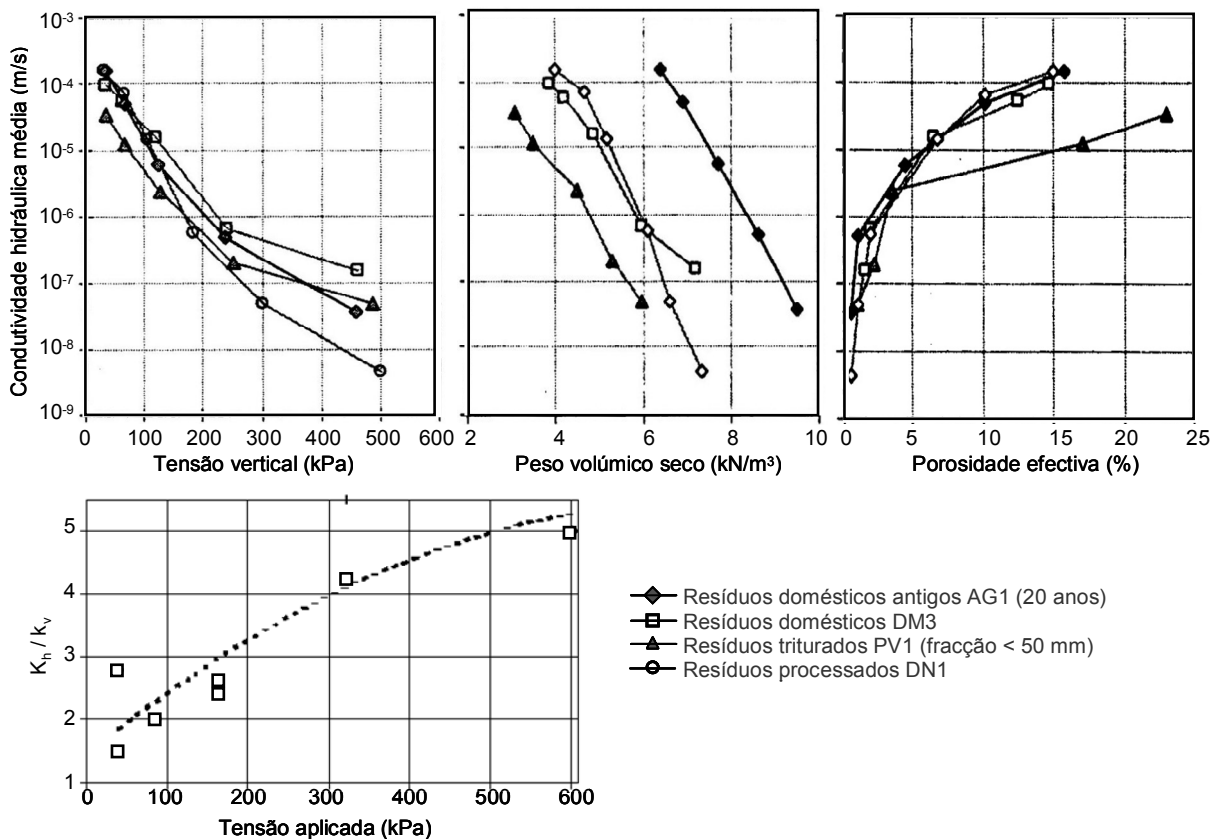


Figura 1.19 – Variação da condutividade hidráulica vertical com a tensão vertical, peso volúmico seco e porosidade efectiva; e da relação  $k_h/k_v$  com a tensão aplicada (Powrie *et al*, 2005).

Os autores verificaram ainda o comportamento anisotrópico da condutividade, expressa em termos da relação  $k_h/k_v$ , que tende também a acentuar-se para tensões verticais mais elevadas. As relações  $k_h/k_v$  variaram entre 2 para  $\sigma_v = 40$  kPa, até 5 para tensões da ordem dos 600 kPa. Na amostra DN1 (resíduos processados) esta relação atingiu valores mais elevados, da ordem de 8 a 10 para tensões entre 40 e 87 kPa. Registos de valores de condutividade hidráulica horizontal superiores aos verticais são também referidos por Landva *et al* (1998) e Olivier (2003), com  $k_h/k_v$  variando entre 2 e 10, e atribuídos à anisotropia (estratificação horizontal) resultante dos processos de deposição e compactação em camadas.

### 1.4.8 Temperatura

A temperatura dos resíduos e sua evolução com o tempo é um parâmetro muito útil na avaliação da actividade biológica de um aterro sanitário. Na realidade é um dos índices, para além dos assentamentos e da qualidade e quantidade de lixiviado e de biogás produzidos, que permite confirmar a estabilização de um aterro sanitário (Yoshida *et al*, 1996). Vários estudos permitiram concluir que o aumento da temperatura se deve ao calor gerado nos processos de biodecomposição.

Os factores que condicionam a temperatura do corpo de um aterro de resíduos são a fase e o grau de decomposição em que estes se encontram, a profundidade e a eficácia dos sistemas de recolha de biogás. Shimizu (1996) e Yoshida *et al* (1996) apresentam uma série de registos da evolução das temperaturas ao longo do tempo em aterros sanitários japoneses (Figura 1.20), verificando que estas diminuem com o avançar dos processos de decomposição e que são maiores na parte central do aterro, onde estes processos tendem a ser mais rápidos. Shimizu (1996) associa a intensidade da decomposição à temperatura, considerando que na fase activa de um aterro sanitário as temperaturas máximas chegam aos 50°C a 60°C, na intermédia as temperaturas máximas são da ordem de 35°C a 40°C e, na fase final de decomposição, são da ordem dos 20°C a 30°C. Com base nas observações efectuadas Yoshida *et al* (1996) propõem um modelo de distribuição da temperatura em aterros sanitários, que considera os fenómenos de transporte de calor e de geração de calor por biodecomposição, e concluem que as temperaturas mais elevadas (60 a 70°C) estão associadas às fases de deposição e de decomposição aeróbia, tendendo para temperaturas da ordem dos 40° a 50°C alguns meses após o fim da deposição. Estas temperaturas tendem em seguida a diminuir progressivamente, até estabilizarem em valores da ordem de 25° a 35°C, 5 a 6 anos após o final da deposição. A associação das temperaturas mais elevadas às fases de deposição e de decomposição aeróbia são igualmente comprovadas por Aguilar-Juarez (2000, *in* Olivier, 2003).

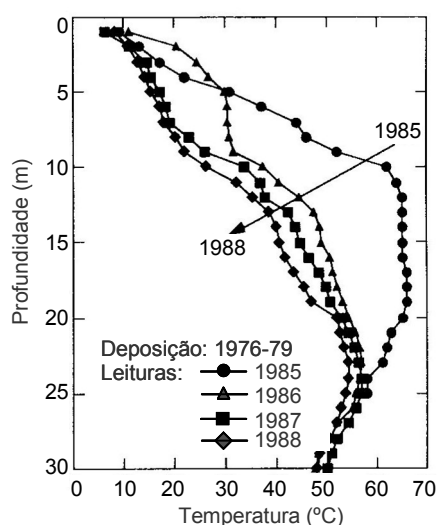


Figura 1.20 – Variação da temperatura com o tempo decorrido e a profundidade (Yoshida *et al*, 1996).

Ao contrário do que durante algum tempo se pensou, a temperatura atmosférica não é um factor condicionante das temperaturas internas de um aterro de resíduos, sendo estas mais dependentes da

profundidade e da fase de decomposição em que os resíduos se encontram do que das condições climáticas. A título de exemplo refere-se o trabalho de investigação desenvolvido por Coumoulos *et al* (1995) no principal aterro sanitário de Atenas, em que registaram as temperaturas do aterro em 4 épocas do ano e a diferentes profundidades, tendo, na mesma altura, registado as temperaturas ambiente (à sombra). Resultados similares são apresentados por Jucá *et al* (1998), estes obtidos no aterro de Bandeirantes em São Paulo. Ambos os aterros incluem resíduos de idades variáveis, tendo a deposição no primeiro sido iniciada em 1971 e no segundo em 1985. Os resultados obtidos por estes autores (Figura 1.21) correspondem a temperaturas máximas da ordem dos 50° a 60°C para profundidades entre os 10 e os 20m e temperaturas menores nas partes superior e inferior dos aterros. Em ambos os casos, as temperaturas registadas nos aterros evidenciaram ser independentes da temperatura atmosférica.

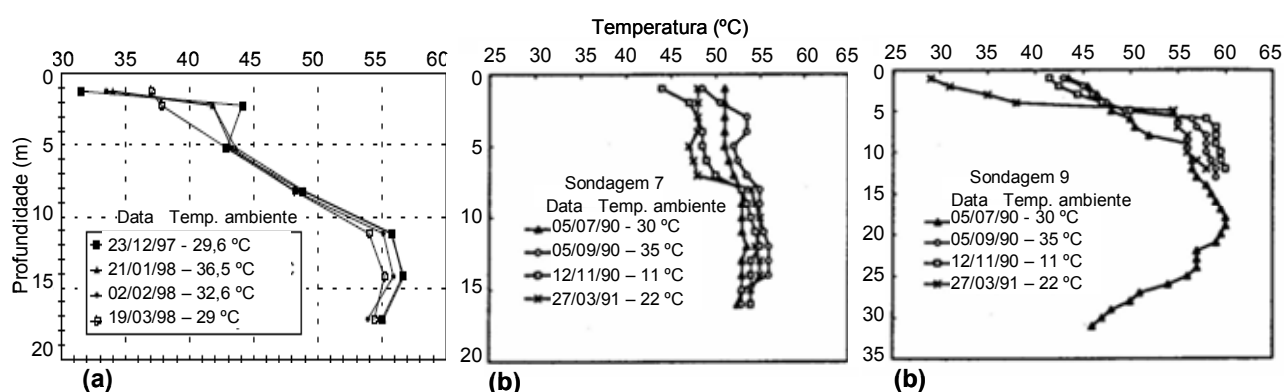


Figura 1.21 – Variação da temperatura com a profundidade: (a) Jucá *et al*, 1998; (b) Coumoulos *et al*, 1995.

Os registos da Figura 1.21(a) mostram que, para além dos valores máximos corresponderem à zona central do aterro, houve um acréscimo relativo de temperatura para profundidades da ordem dos 2 a 5 m. Resultados similares foram registados por Viviani *et al* (2005) num aterro em Palermo com cerca de 52m de altura de resíduos. As temperaturas registadas atingiram um pico para profundidades entre os 3 e os 9 m (47 a 55°C), seguido de uma zona de temperaturas menores (37 a 45°C) que tornam depois a aumentar, atingindo os valores máximos (60 a 65°C) na zona central do aterro, e decaindo depois para profundidades superiores. Segundo os autores, o aumento de temperatura verificado próximo da superfície está associado às condições de decomposição aeróbia ainda existentes nestas zonas (resíduos mais recentes). Esta hipótese foi comprovada através da aplicação de modelos desenvolvidos pelos autores (considerando o calor produzido por reacções biológicas (aeróbias e anaeróbias) e suas transferências internas (no corpo do aterro) e externas (com o ambiente envolvente)), a duas situações distintas: considerando as reacções aeróbias na camada superior (boa concordância com o pico de temperatura localizado) e desprezando-as (ausência de pico localizado).

## 1.5 PROPRIEDADES BIOQUÍMICAS

### 1.5.1 Introdução

Conforme apresentado no § 1.4.2, os resíduos sólidos são constituídos por resíduos orgânicos e inorgânicos. Os resíduos orgânicos são formados essencialmente por papel/cartão, plásticos, têxteis, borracha, madeira, couros, resíduos verdes e restos alimentares, enquanto os inorgânicos correspondem basicamente aos metais, vidros, pedras e solos. Apesar de todos os resíduos orgânicos serem biodegradáveis, a velocidade e facilidade de biodegradação difere substancialmente dentro dos vários componentes orgânicos referidos, sendo usual subdividi-los em: putrescíveis ou de rápida biodegradabilidade (resíduos verdes, restos alimentares e lamas de ETAR) e não putrescíveis ou de lenta biodegradabilidade (todos os restantes), podendo ainda considerar-se uma classe intermédia, de moderada biodegradabilidade (exº papel, cartão). De qualquer forma e em termos gerais, os resíduos sólidos contêm uma fracção significativa de componentes biodegradáveis. Acresce ainda que alguns dos componentes inorgânicos, como os metais, são passíveis de sofrer também processos de alteração físico-química como oxidação e corrosão. Todos estes processos (físicos, químicos e biológicos) funcionam de forma interdependente e conduzem à perda de massa dos resíduos, contribuindo de modo significativo para os processos de assentamentos.

Os processos de decomposição física resultam na diminuição da dimensão das partículas, redução do volume, e separação e deslocamento dos componentes dos resíduos em consequência da degradação física e da percolação de líquidos após os resíduos atingirem a sua capacidade de campo. Os principais processos químicos responsáveis pela decomposição dos resíduos são a hidrólise, a dissolução/precipitação, a absorção/adsorção/dessorção, a oxidação, a gasificação e a troca iónica. Estes processos resultam na alteração das características dos materiais, na maior mobilidade dos componentes dos resíduos e na mudança de fase destes (sólida para líquida e gasosa). Por fim, os processos de decomposição biológica são os mais importantes e os responsáveis pela produção de metano e de materiais tipo húmus (McBean *et al*, 1995).

Os processos de alteração da matéria orgânica podem também ser subdivididos em: processos de decomposição em que a matéria orgânica é transformada em gases e lixiviado por acção dos microrganismos, e processos de degradação em que os complexos orgânicos são transformados noutros mais simples através de reacções bioquímicas. A decomposição da matéria orgânica decorre apenas em determinadas condições de humidade e temperatura, as quais permitem o desenvolvimento de inúmeros microrganismos responsáveis pela transformação da matéria orgânica em gases, lixiviado e calor.

### 1.5.2 Processos de Biodecomposição

Os aterros sanitários são, na verdade, reactores bioquímicos em que os resíduos sólidos orgânicos e a água são os principais componentes de entrada e de alimentação, enquanto o biogás, o lixiviado e a matéria orgânica mineralizada são os principais componentes de saída ou subprodutos. Estes reactores

funcionam como sistemas abertos em que há trocas permanentes entre o reactor e o meio ambiente, em particular durante a fase de deposição. A velocidade e intensidade com que estes processos bioquímicos decorrem é controlada por factores como o teor em água, composição, granulometria, idade e densidade dos resíduos, temperatura no interior do aterro e pH dos lixiviados, os quais, naturalmente, são em grande parte interdependentes. Vários autores (Ehrig, 1989; McBean *et al*, 1995; Hossain *et al*, 2003; entre outros) consideram que, destes, o teor em água é o que mais influencia os processos de biodecomposição, por facilitar o transporte e contacto entre os nutrientes solúveis e insolúveis e os microrganismos, estimulando deste modo a actividade microbiana.

A decomposição da fracção orgânica inclui processos de digestão aeróbia e anaeróbia, respectivamente, na presença e ausência de oxigénio. A fase de decomposição aeróbia tem uma curta duração, em regra de algumas semanas, que corresponde ao tempo de consumo do oxigénio disponível nos resíduos, enquanto a fase de decomposição anaeróbia se prolonga por vários anos. No total as fases consideradas nos processos de decomposição dos resíduos são agrupadas em 3 classes principais: aeróbia, anaeróbia ácida e anaeróbia metanogénica (McBean *et al*, 1995), ou em 5 classes considerando subdivisões dentro da fase anaeróbia (Tchobanoglous *et al*, 1993; McBean *et al*, 1995; Williams, 1998; Sarsby, 2000).

I - Fase aeróbia/hidrólise – os processos de decomposição aeróbia e de hidrolisação iniciam-se com a deposição dos resíduos, ocorrem em condições aeróbias (na presença de oxigénio) e têm uma duração limitada (dias ou semanas), já que o oxigénio consumido não é supostamente substituído. Dá-se devido à presença de organismos heterotróficos aeróbios (utilizam carbono orgânico para a formação da sua estrutura celular) e até que o oxigénio livre existente se esgote. Estes microrganismos metabolizam o oxigénio disponível e uma parte da fracção orgânica, transformando-a em hidratos de carbono mais simples, água, dióxido de carbono e calor. O facto de se tratar de uma fase rápida faz com que a decomposição aeróbia seja responsável apenas por uma reduzida parcela da decomposição dos resíduos. A produção de lixiviados é reduzida em virtude de os resíduos não se encontrarem, por regra, saturados. As temperaturas atingidas nesta fase são elevadas (podendo atingir 70° ou inferiores quando os resíduos estão bem compactados ou com reduzidos teores em água) e a duração desta fase depende da quantidade de oxigénio disponível, podendo ser aumentada através da injeção de ar no aterro (técnica usual no Japão, Olivier, 2003).

II - Fase de transição ou acidogénica: hidrólise e fermentação – o oxigénio esgota-se e começam a desenvolver-se condições anaeróbias que, nas primeiras fases, correspondem a reacções de hidrolisação e fermentação ácida (acidogénese). A alteração para condições anaeróbias faz com que os nitratos,  $\text{NO}_3^-$ , e os sulfatos,  $\text{SO}_4^{2-}$ , que funcionam como receptores de electrões nas reacções biológicas de conversão, sejam reduzidos a azoto gasoso ( $\text{N}_2$ ) e a sulfureto de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Esta conversão inicia-se quando o potencial de oxidação/redução (O/R) dos resíduos está entre 50 e 100 milivolts, o que assinala o início das condições anaeróbias. Nesta fase a temperatura do aterro diminui para valores da ordem de 35° a 50°C. Consoante o oxigénio se esgota e o potencial de oxidação/redução decresce, surgem novos microrganismos que toleram condições em que a redução de oxigénio é dominante (bactérias anaeróbias

facultativas) e que iniciam as fases seguintes de decomposição. Nesta fase a matéria orgânica complexa (essencialmente celulose, lípidos, proteínas, hidratos de carbono e gorduras) é hidrolisada, transformando-se essencialmente em compostos mais simples, solúveis e parcialmente degradados (glicerol, aminoácidos, ácidos gordos e açúcares simples),  $\text{CO}_2$ , água, azoto amoniacal, hidrogénio e calor. Estes compostos são depois dissolvidos devido à acção de enzimas extra celulares, produzidas pelas bactérias fermentativas. Os processos de hidrólise condicionam a velocidade do processo, já que os microrganismos só conseguem actuar sobre a matéria orgânica dissolvida. A presença de ácidos orgânicos e o aumento de  $\text{CO}_2$  resultam numa diminuição do pH.

III - Fase acetogénica - por acção de microrganismos não metanogénicos ou acetogénicos, os ácidos gordos resultantes da fase anterior são transformados em ácidos voláteis, como os ácidos acético, butírico, valérico e propiónico, e outros ácidos orgânicos. O gás que se liberta é essencialmente  $\text{CO}_2$  e pequenas quantidades de hidrogénio ( $\text{H}_2$ ). O pH do lixiviado desce para valores de 5 ou menores, devido à presença dos ácidos orgânicos, facilitando assim a solubilização dos constituintes orgânicos e inorgânicos, como os metais pesados, pelo que as suas concentrações no lixiviado são elevadas. A carência bioquímica de oxigénio ( $\text{CBO}_5$ ), a carência química de oxigénio (CQO) e o carbono orgânico total (COT) do lixiviado aumentam significativamente devido à dissolução dos ácidos orgânicos. No decurso desta fase, devido a outros microrganismos que na presença do  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$  transformam directamente os hidratos de carbono em ácido acético, os níveis destes gases começam a decrescer e muitos dos nutrientes necessários à produção de biogás são eliminados no lixiviado. Se não chegar a formar-se lixiviado, os compostos que se formaram permanecem no aterro como constituintes adsorvidos a sólidos inorgânicos e parcialmente solubilizados na água armazenada nos resíduos.

IV - Fase metanogénica ou metânica – desenvolve-se um outro grupo de microrganismos estritamente anaeróbios, designados de microrganismos metanogénicos, que, por fermentação metanogénica, transformam o ácido acético e o hidrogénio em metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e água. A composição do gás gerado nesta fase é geralmente constituída por 50% a 70% de  $\text{CH}_4$  e 50% a 30% de  $\text{CO}_2$ , e a temperatura do aterro ronda os 25° a 35°C. Devido à diminuição das concentrações de ácidos orgânicos, o pH do lixiviado torna-se menos ácido, aproximando-se da neutralidade, variando entre 6,5 e 8 (o intervalo óptimo para desenvolvimento dos microrganismos metanogénicos é entre 6,7 e 7,5), o que faz com que seja menor a quantidade de constituintes inorgânicos que podem permanecer em dissolução. Em consequência da precipitação destes constituintes inorgânicos, a concentração de metais pesados no lixiviado diminui. Os valores de  $\text{CBO}_5$ , CQO e da condutividade também diminuem devido à conversão dos ácidos orgânicos em gás. Como estas reacções são relativamente lentas, esta fase dura vários anos, sendo de todas a mais longa. Os menores períodos de tempo para que esta fase se inicie (entre 6 meses a alguns anos após a deposição, em função da quantidade e nível de circulação da água) estão geralmente associados a aterros com elevados teores em água e coeficientes de permeabilidade e com grande capacidade de drenagem (quer de lixiviados, quer de biogás).

V - Fase de maturação ou metanogénica desacelerada – inicia-se após os compostos orgânicos de fácil degradação se terem convertido em metano e dióxido de carbono. Neste processo, a água continua a circular através do aterro, transformando a matéria orgânica biodegradável que não foi utilizada nas fases anteriores e que é de lenta biodegradabilidade. A quantidade de microrganismos e de metano produzido diminui significativamente, uma vez que a maioria dos nutrientes disponíveis já foram eliminados com o lixiviado nas fases anteriores e por a matéria orgânica existente (sobrante) ser de lenta biodegradabilidade. O lixiviado contém geralmente ácidos húmicos e fúlvicos. Dependendo das condições do aterro, pode haver difusão de ar a partir da atmosfera nas partes mais superficiais do aterro, originando zonas aeróbias com potencial de oxidação-redução muito alto para permitir a formação de metano. No geral, as condições de formação de produtos de decomposição diminuem e o aterro torna-se estável.

A duração de cada uma das fases indicadas varia de aterro para aterro em função da distribuição dos componentes orgânicos dentro do aterro, da disponibilidade de nutrientes, do teor em água, dos níveis de percolação e do grau de compactação inicial.

Na Figura 1.22 apresentam-se, de forma esquemática, os processos de degradação da matéria orgânica.

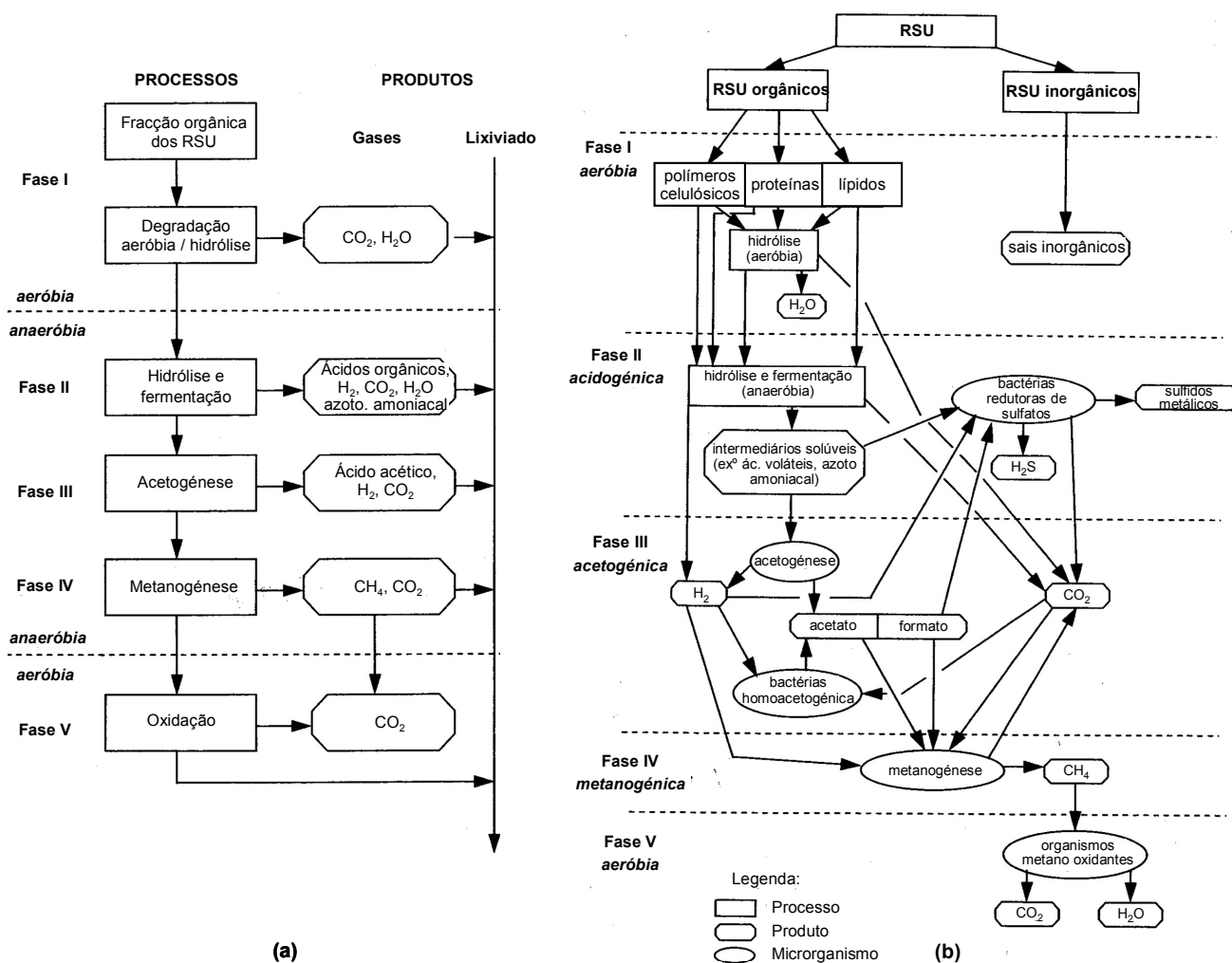


Figura 1.22 – Processos de degradação da matéria orgânica (Williams, 1998): (a) fases principais; (b) pormenores de cada fase.



Dentro de um aterro sanitário é usual verificar-se a ocorrência, em simultâneo, das várias fases de decomposição indicadas, a diferentes profundidades ou em distintas zonas do aterro. Contudo, nos primeiros anos após encerramento, as fases anaeróbias tornam-se dominantes e mantêm-se até se esgotarem os componentes orgânicos disponíveis. Ao aumento da idade do aterro está geralmente associado uma diminuição das taxas de produção de biogás e uma variação da composição do biogás e dos lixiviados. Deste modo, o estudo da composição do lixiviado e do biogás e suas variações no tempo constituem bons indicadores da fase de decomposição dos resíduos.

### 1.5.3 Lixiviados

A percolação da água através dos resíduos em decomposição produz lixivia constituintes orgânicos e inorgânicos que, acrescidos dos produtos resultantes das reacções de biodecomposição, conduzem à formação de lixiviado: líquido escuro, normalmente ácido, de forte odor e poluente. Salienta-se, uma vez mais, que a percolação de líquidos só se inicia após os resíduos atingirem a capacidade de campo, o que depende da quantidade de água de precipitação infiltrada, tipo e humidade inicial dos resíduos, e de fontes externas de água, como sejam as águas superficiais ou subterrâneas.

A quantidade e composição dos lixiviados produzidos varia essencialmente com a precipitação (sobretudo durante a fase de deposição) e outros factores climáticos, características dos resíduos (tipo, pré-tratamento, humidade inicial), métodos de deposição, sistemas de impermeabilização e de drenagem, e idade ou fase de decomposição dos resíduos. Alguns estudos têm sido realizados com o objectivo de avaliar a influência destes factores na produção de lixiviados. A título de exemplo refere-se a compilação de dados de vários aterros realizada por Sarsby (2000) que indica que, em função das características do aterro e das condições climáticas, a produção de lixiviado pode variar entre 15 a 55% da precipitação registada. Ehrig (1983, *in* Marques, 2001) verificou uma diminuição de cerca de 50% dos volumes de lixiviado produzidos quando a compactação é realizada com equipamentos pesados em vez de ligeiros.

A estimativa das quantidades de lixiviado produzidas por um aterro pode ser efectuada a partir do balanço hídrico (diferença entre os somatórios da água que entra e que sai do aterro). Existem inúmeros modelos para estimar os volumes de lixiviado produzidos por um aterro sanitário, pelo que se referem apenas alguns dos métodos de cálculo, como o programa HELP – Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (Schroeder *et al*, 1994), desenvolvido pela EPA (U. S. Environmental Protection Agency), que considera efeitos como gelo/degelo, infiltração, escoamento, evapotranspiração, espécies vegetais, drenagem lateral e vertical, infiltrações pela fundação, para além de dados climáticos, propriedades dos materiais e características do aterro. Outro exemplo mais simples é o método de balanço hídrico, também proposto pela EPA e expresso pela seguinte equação:

$$PERC = P - \Delta ST - AET - R_0 \quad (1.10)$$

Em que, PERC é a percolação, P é a precipitação,  $\Delta ST$  é a variação da humidade do solo, AET é a evapotranspiração real, e  $R_0$  é o escoamento superficial expresso através de C (coeficiente empírico de escoamento).

Um último exemplo é o apresentado por Sarsby (2000) e expresso pela Equação (1.11), antes do encerramento do aterro, e pela Equação (1.12) após o encerramento.

$$L_v = P + W - E - A \quad (1.11)$$

$$L_p = P - E - R - A - S \quad (1.12)$$

Nestas duas equações  $L_v$  e  $L_p$  são os volumes de lixiviado produzidos antes e após encerramento do aterro, P a precipitação, W os líquidos libertados pelos resíduos, E as perdas por evapotranspiração, A a absorção dos resíduos, R a área da superfície exposta do aterro e S a absorção da cobertura. A Equação (1.12) só se aplica a aterros em que a cobertura final tem uma permeabilidade elevada, o que não acontece em muitos aterros em que as coberturas são dimensionadas de modo a minimizar as infiltrações de água.

A variação da composição química dos lixiviados é geralmente estudada a partir de amostras provenientes de aterros ou de ensaios de laboratório em lisímetros (ou bioreactores) e correlacionada com as fases de decomposição dos resíduos. No Quadro 1.12 apresentam-se os principais parâmetros utilizados na sua caracterização.

Quadro 1.12 – Parâmetros de caracterização dos lixiviados (Tchobanoglous *et al*, 1993).

Físicos	Orgânicos	Inorgânicos	Biológicos
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aspecto</li> <li>- Potencial de oxidação-redução (O/R)</li> <li>- pH</li> <li>- Condutividade</li> <li>- Cor</li> <li>- Turbidez</li> <li>- Temperatura</li> <li>- Cheiro</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Carbono orgânico total (COT)</li> <li>- Carência química de oxigénio (CQO)</li> <li>- Fenóis</li> <li>- Químicos orgânicos</li> <li>- Ácidos voláteis</li> <li>- Lignina, tanino</li> <li>- Azoto orgânico (N-org)</li> <li>- Óleos e gorduras</li> <li>- Substâncias activas ao azul-de-metileno</li> <li>- Grupos orgânicos funcionais</li> <li>- Hidratos de carbono</li> <li>- Compostos organoclorados/clorados</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sólidos suspensos (SS) e sólidos totais dissolvidos (STD)</li> <li>- Sólidos voláteis suspensos (SVS) e dissolvidos (SVD)</li> <li>- Sulfato</li> <li>- Cloreto</li> <li>- Fosfato</li> <li>- Alcalinidade e acidez</li> <li>- Nitrato (<math>\text{NO}_3^-</math>)</li> <li>- Nitrito (<math>\text{NO}_2^-</math>)</li> <li>- Azoto amoniacal (<math>\text{NH}_3\text{-N}</math>)</li> <li>- Metais pesados (Pb, Cu, Ni, Cr, Zn, Cd, Fe, Mn, Hg, Ba, Ag)</li> <li>- Potássio</li> <li>- Cálcio</li> <li>- Magnésio</li> <li>- Dureza</li> <li>- Sódio</li> <li>- Arsénio</li> <li>- Cianeto</li> <li>- Fluoreto</li> <li>- Selénio</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Carência bioquímica de oxigénio (<math>\text{CBO}_5</math>)</li> <li>- Bactérias coliforme</li> </ul>

Os valores dos parâmetros indicados variam com a idade dos resíduos e, apesar da grande dispersão de valores publicados, é possível associar intervalos de valores típicos a cada parâmetro, em função da idade ou fase de decomposição dos resíduos. No Quadro 1.13 apresentam-se alguns destes intervalos para resíduos com diferentes idades.

Quadro 1.13 – Variação dos parâmetros dos lixiviados em função da idade do aterro.

Parâmetro (mg/l)*	Tchobanoglous <i>et al</i> (1993)		Sarsby (2000)**					McBean <i>et al</i> (1995)	
	< 2 anos	> 10 anos	5 anos	10 anos	20 anos	30 anos	40 anos	< 3 anos	> 4-5 anos
CBO <sub>5</sub>	2000-30000	100-200	2000	1200	350	100	70	10000-20000	50-100
CQO	3000-60000	100-500	8000	4000	2000	500	NS	20000-40000	500-3000
COT	1500-20000	80-160	-	-	-	-	-	9000-15000	100-1000
STS	200-2000	100-400	-	-	-	-	-	-	-
N-org	10-800	80-120	-	-	-	-	-	500-1000	-
N-NH <sub>3</sub>	10-800	20-40	800	700	590	580	570	1000-2000	-
Nitrato	5-40	5-10	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo total	5-100	5-10	-	-	-	-	-	-	-
Ortofosfato	4-80	4-8	-	-	-	-	-	-	-
Alcalinidade (CaCO <sub>3</sub> )	1000-10000	200-1000	-	-	-	-	-	-	-
pH	4,5-7,5	6,6-7,5	-	-	-	-	-	6-7	7-8
Dureza (CaCO <sub>3</sub> )	300-10000	200-500	-	-	-	-	-	-	-
Cálcio	200-3000	100-400	NS	500	300	200	NS	-	-
Magnésio	50-1500	50-200	100	200	150	100	NS	-	-
Potássio	200-1000	50-400	580	570	440	380	350	-	-
Sódio	200-2500	100-200	2000	2000	1200	500	NS	-	-
Cloreto	200-3000	100-400	2400	2600	2700	2800	2800	-	-
Sulfato	50-1000	20-50	-	-	-	-	-	-	-
Ferro total	50-1200	20-200	540	380	100	40	20	-	-

\* excepto pH; \*\* limite superior; NS dados insuficientes

Dos vários parâmetros indicados, os que geralmente são mais utilizados como indicadores da fase de decomposição em que os resíduos se encontram são: os compostos azotados (azoto orgânico, N-org, azoto amoniacal, NH<sub>3</sub>-N, e azoto proveniente do anião nitrato, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), CBO<sub>5</sub>, CQO, COT, pH, potencial de oxidação-redução e condutividade. Durante a fase de hidrólise o lixiviado contém elevado teor de partículas sólidas, sais solúveis e reduzida quantidade de matéria orgânica solúvel. Na fase ácida o pH tende a ser baixo devido à presença de ácidos orgânicos, enquanto as concentrações de CBO<sub>5</sub>, CQO, COT, nutrientes orgânicos, metais pesados (que solubilizam devido aos baixos valores de pH), ácidos voláteis e condutividade são elevadas. Na fase de fermentação metanogénica o pH tende para valores próximos de 7 (6,5 - 8) e os valores de CBO<sub>5</sub>, CQO, COT, nutrientes orgânicos, metais pesados, ácidos gordos voláteis, sólidos totais dissolvidos e condutividade diminuem (Tchobanoglous *et al*, 1993; Sarsby, 2000). Na Figura 1.23 apresenta-se a variação de alguns parâmetros dos lixiviados em função da fase de decomposição.

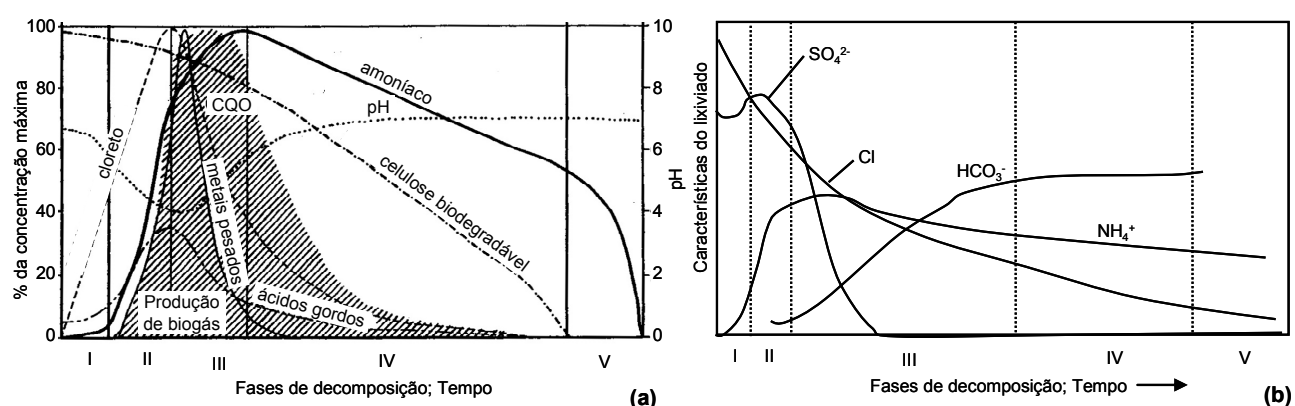


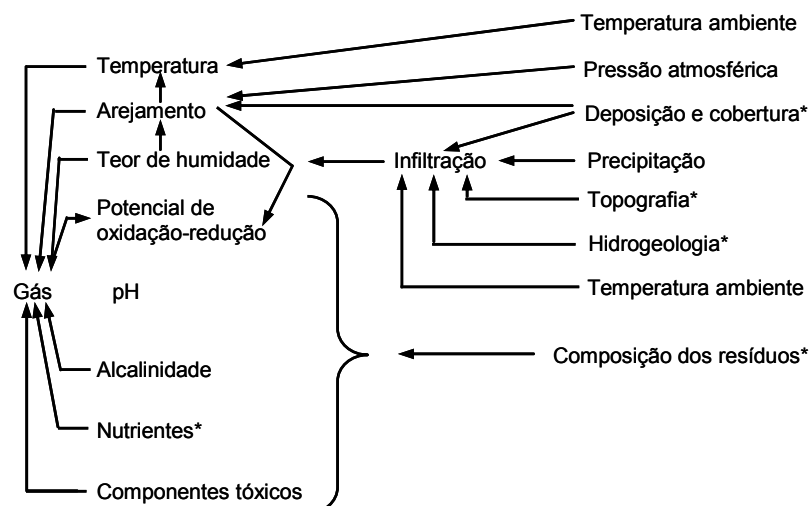
Figura 1.23 – Variação da concentração de alguns parâmetros químicos dos lixiviados em função da fase de decomposição: (a) Williams (1998); (b) Christensen & Kjeldsen (1989).

Devido ao elevado potencial poluente dos lixiviados, o seu controlo e tratamento são aspectos fundamentais da gestão de aterros sanitários. O tratamento dos lixiviados é bastante mais complexo do que o tratamento das águas residuais urbanas. A título de exemplo refere-se que os níveis de CQO no lixiviado chegam a ser 200 vezes superiores aos das águas residuais, e que a variabilidade da sua composição e dos volumes produzidos durante a vida de um aterro é elevada (Ibarra, 1994). Muito resumidamente refere-se apenas que os métodos de tratamento mais usuais são o seu encaminhamento para ETAR e tratamento conjunto com as águas residuais, com ou sem tratamento prévio (recomendado); os tratamentos físicos (como sedimentação, filtração, adsorção, osmose inversa), os tratamentos químicos (oxidação, precipitação e neutralização) e biológicos (lagoas de estabilização arejadas com lamas activadas, lagoas anaeróbias); ou a recirculação do lixiviado através do aterro (aterro bioreactor controlado), o que tem a vantagem de acelerar a degradação bioquímica dos resíduos (Gonzalez, 1995).

#### 1.5.4 Biogás

As características de produção de biogás e a sua reutilização energética têm sido estudadas por inúmeros autores, já que se trata de um factor chave na gestão de um aterro, quer por razões ambientais, quer económicas.

Dos vários factores que condicionam a quantidade e características do biogás produzido por um aterro podem-se destacar, de forma qualitativa, alguns que se encontram representados na Figura 1.24. Dos vários factores indicados destaca-se a grande influência da quantidade de água disponível (Figura 1.25a) e do teor de nutrientes do lixiviado, já que influenciam directamente o crescimento da população microbiana, o qual é fundamental para a produção de biogás. A curva típica de produção total de biogás num aterro sob condições normais, caracteriza-se por um pico de produção nos primeiros 5 anos seguida de uma diminuição gradual que se pode estender até 25 ou mais anos (Tchobanoglous *et al*, 1993; Ehrig, 1991). Contudo, quando o teor em água de um aterro é reduzido podem-se encontrar, ao final de muitos anos, constituintes ainda com a sua forma original e pequena produção de biogás, o que denota a reduzida actividade do aterro (Figura 1.25a). O teor em água óptimo para que ocorra a conversão da matéria orgânica dos RSU situa-se entre 50% e 60% (Tchobanoglous *et al*, 1993).



\* Factores sobre os quais é possível algum controlo durante o projecto e exploração

Figura 1.24 – Factores que afectam a produção de biogás (McBean *et al*, 1995).

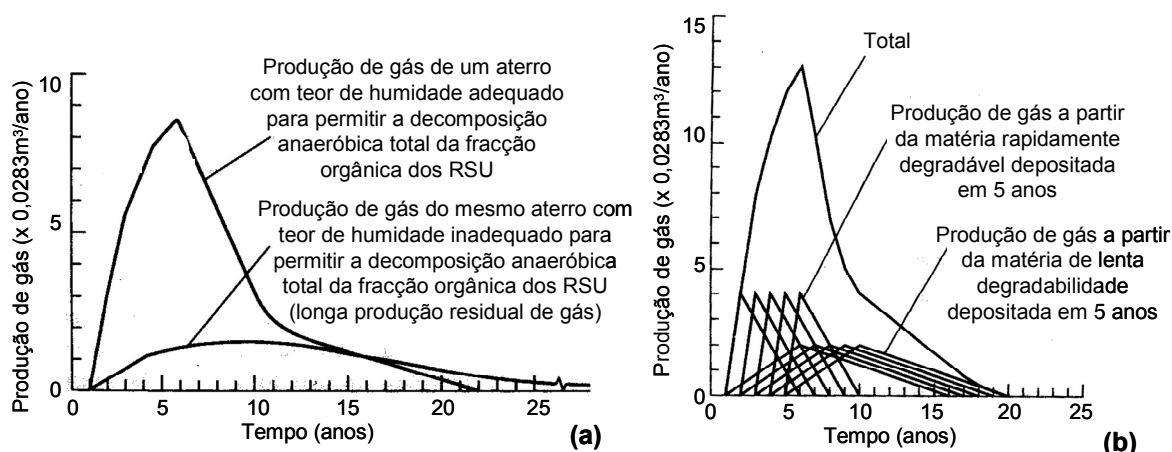


Figura 1.25 – Representação gráfica da produção de biogás de um aterro (Tchobanoglous *et al*, 1993).

A taxa de decomposição dos resíduos é frequentemente avaliada a partir da variação da produção de biogás, a qual pode ser estimada a partir de vários modelos. A título de exemplo referem-se a seguir 2 métodos. Tchobanoglous *et al* (1993) referem que as taxas iniciais de decomposição da matéria orgânica de rápida e de lenta biodegradabilidade baseiam-se no modelo triangular de produção de biogás representado na Figura 1.25b), em que o pico de produção ocorre ao fim de 1 e 5 anos após o início da produção de biogás, respectivamente para o biogás resultante das matérias de rápida e de lenta biodegradabilidade (o início de produção é geralmente considerado como o fim do primeiro ano de exploração do aterro). A quantidade total de biogás produzida pode ser determinada graficamente, através do somatório das quantidades anuais produzidas a partir dos dois tipos de matéria orgânica (de lenta e rápida biodegradabilidade). Partindo do princípio de que a decomposição dos resíduos segue uma cinética de reacção de primeira ordem e de que os principais produtos destes processos são o metano e o dióxido de carbono, Hoeks (1983, *in* Marques, 2001) propõe um modelo para determinar a produção específica de biogás,  $\alpha$ , a partir de:

$$\alpha = 0,8.P_0.k.e^{-kt} \quad (1.13)$$

Em que,  $\alpha$  é a produção específica de biogás ( $\text{m}^3/\text{ton}/\text{ano}$ ),  $P_0$  é a concentração inicial (para  $t=0$ ) de matéria orgânica degradável ( $\text{kg}/\text{ton}$  de RSU),  $k$  é o coeficiente de degradação ( $\text{ano}^{-1}$ ), e  $t$  o tempo (anos). Os valores de  $k$  e  $P_0$  dependem do tipo de matéria orgânica presente, enquanto 0,8 é o factor de produção de biogás a partir da matéria orgânica degradável ( $\text{m}^3/\text{kg}$ ). A determinação destes parâmetros é geralmente feita com base em medições *in situ* ou a partir de ensaios em lisímetros. Relativamente ao coeficiente de produção de biogás, diferentes valores são reportados na bibliografia. Por exemplo, Thomas (2000), Gandolla *et al* (1992) e De Poli *et al* (1999), entre outros, consideram, em média, uma produção da ordem dos  $200\text{m}^3$  de biogás por cada tonelada de resíduos urbanos; Ehrig (1991) constatou que menos de 50% (7 a 42%) da massa orgânica inicial é transformada em biogás; Sarsby (2000) refere valores entre 40 e  $200\text{m}^3$  por tonelada de resíduos húmidos e Haarstad (1997) chega a valores de 168kg por tonelada de resíduos. Convém salientar que a dispersão de resultados apresentados na bibliografia resulta da produção de biogás variar significativamente de aterro para aterro em função das características físicas, químicas e biológicas destes. Para o valor de  $k$ , Farquhar & Rovers (1973) indicam  $0,0365\text{ ano}^{-1}$ , e Hoeks (1983) propõe 0,693, 0,139 e  $0,046\text{ ano}^{-1}$ , respectivamente para materiais de rápida, média e lenta biodegradabilidade.

O biogás produzido durante as reacções de decomposição dos resíduos é constituído por gases presentes em grandes (gases principais) e em pequenas quantidades (gases vestigiais), alguns dos quais são tóxicos e outros podem ser utilizados para produzir energia (metano). Os principais gases presentes em aterros sanitários e respectiva distribuição percentual típica são, segundo Tchobanoglous *et al* (1993), os seguintes: 45-60% de metano ( $\text{CH}_4$ ), 40-60% de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), 2-5% de azoto ( $\text{N}_2$ ), 0,1-1% de oxigénio ( $\text{O}_2$ ), 0-1% de sulfureto de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), 0,1-1% de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), 0-0,2% de monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ), 0-0,2% de hidrogénio ( $\text{H}_2$ ), 0,01-0,6% de outros gases vestigiais. Ou seja, cerca de 90% dos gases produzidos correspondem a metano e dióxido de carbono.

As quantidades de produção destes gases variam ao longo do tempo, constituindo alguns deles bons identificadores da fase de decomposição dos resíduos (Figura 1.26). Durante a fase aeróbia verifica-se a presença de oxigénio, o qual vai diminuindo até se esgotar totalmente na fase de transição; a fase ácida é marcada por um pico de produção de  $\text{CO}_2$  e de  $\text{H}_2$  (este último em menor quantidade), como resultado da fermentação ácida; a fase metanogénica caracteriza-se pela produção de metano, diminuição do dióxido de carbono e desaparecimento do hidrogénio, sendo os dois últimos consumidos nas reacções de produção de metano; e a fase final de maturação é caracterizada por uma diminuição na produção geral de gases, verificando-se uma diminuição na produção de dióxido de carbono, e o aparecimento de algum oxigénio e azoto.

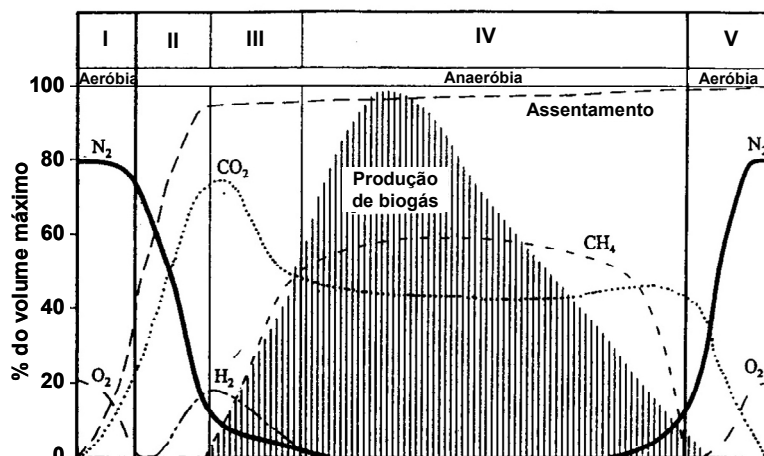


Figura 1.26 – Variação da composição do biogás em função da fase de decomposição (Williams, 1998).

### 1.5.5 Biodegradabilidade

A maior parte dos componentes orgânicos dos resíduos são passíveis de serem biologicamente convertidos em gases e sólidos, orgânicos e inorgânicos, relativamente inertes (Ibarra, 1994). Na Figura 1.27 apresenta-se, de forma esquemática, a composição dos constituintes orgânicos dos resíduos e os respectivos produtos finais (Aguilar-Juarez, 2000, *in* Olivier, 2003).

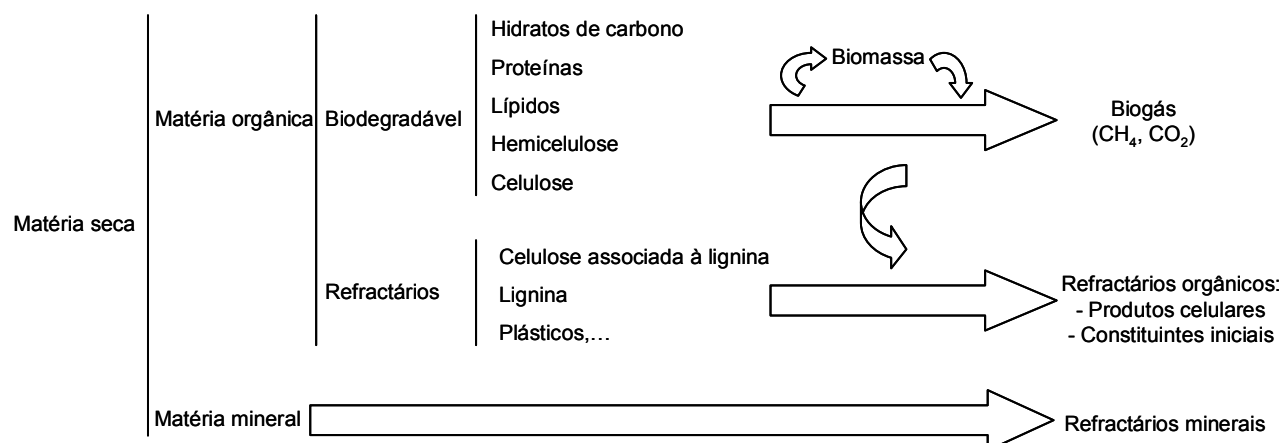


Figura 1.27 – Constituintes orgânicos dos resíduos (Aguilar-Juarez, 2000).

A biodegradabilidade dos resíduos pode ser expressa a partir da relação de  $CBO_5/CQO$ , relação de celulose/lignina ou (celulose+hemicelulose)/lignina. O teor de sólidos totais voláteis (STV) e a condutividade (que expressa a concentração de íons livres no lixiviado) são também por vezes usados como indicadores da biodegradabilidade.

Quando a relação  $CBO_5/CQO$  se situa entre valores de 0,4 e 0,6 considera-se que a matéria orgânica presente no lixiviado é facilmente biodegradável. Os valores desta relação diminuem com o tempo, atingindo valores entre 0,05 e 0,2 em aterros antigos (Tchobanoglous *et al*, 1993).

A celulose (C), a hemicelulose (H) e a lignina (L) são três dos principais componentes orgânicos dos resíduos. Destes, os dois primeiros apresentam uma biodegradabilidade maior do que a lignina, a qual pode

mesmo constituir um inibidor dos processos de decomposição por impedir o acesso físico dos microrganismos. Por este motivo podem usar-se as relações entre C/L ou (C+H)/L como indicadores do grau de biodegradação ocorrido. Segundo Bookter & Ham (1982), a relação entre a quantidade de celulose e de lignina dos resíduos, determinada a partir de ensaios em lisímetros, expressa-se pela seguinte relação (Figura 1.28):

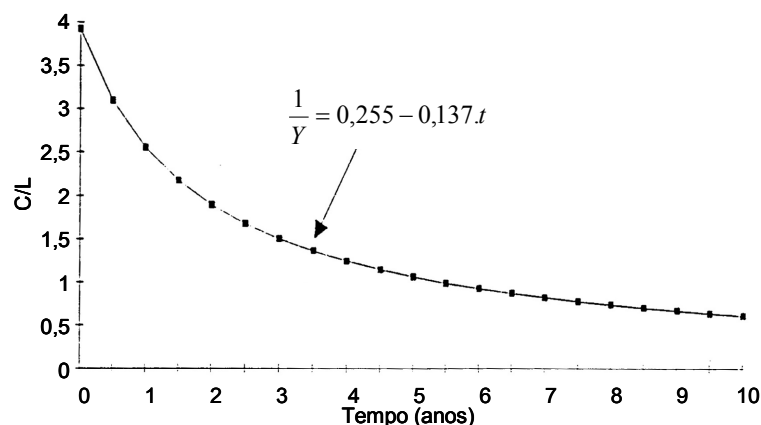


Figura 1.28 – Variação da relação celulose/lignina em função do tempo (Bookter & Ham, 1982).

Os autores referem ainda que valores de C/L da ordem de 0,2 são usuais em aterros estabilizados, entre 0,9 e 1,2 para aterros activos e parcialmente estabilizados, e de 4 para resíduos frescos.

A quantidade de sólidos totais voláteis (STV) diminui com o avançar da idade do aterro pelo que por vezes também é utilizada como indicador da biodegradabilidade (Figura 1.29).

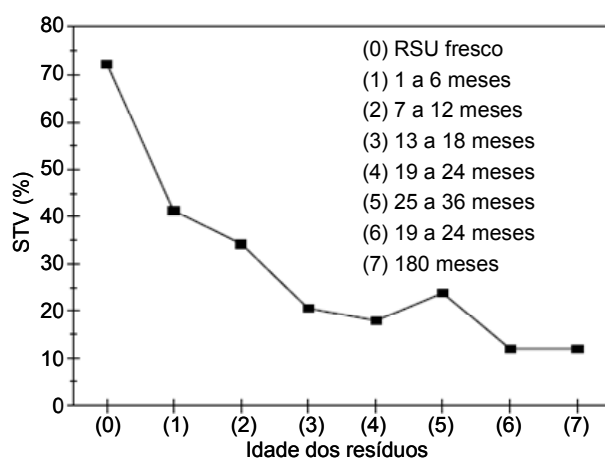


Figura 1.29 – Variação do teor de STV com a idade dos resíduos (Silva *et al*, 1998 in Carvalho, 1999).

Conforme referido no § 1.4.5, salienta-se, uma vez mais, que a avaliação da biodegradabilidade dos resíduos a partir de STV conduz a uma sobreavaliação da matéria biodegradável, já que a combustão a altas temperaturas ( $\approx 550^{\circ}\text{C}$ ) destrói também constituintes de baixa biodegradabilidade. Uma alternativa é o uso do teor de lignina, como percentagem em peso de STV, para descrever a biodegradabilidade dos resíduos através de (Tchobanoglous *et al*, 1993):



$$BF = 0,83 - 0,028LC \quad (1.14)$$

Em que, BF é a fracção biodegradável expressa em termos de STV e LC o teor de lignina expressa em termos de percentagem de peso seco de STV. No Quadro 1.14 indicam-se alguns valores típicos de STV, LC e BF de diferentes constituintes dos resíduos (Tchobanoglous *et al*, 1993).

Quadro 1.14 – Biodegradabilidade de alguns componentes com base no teor de lignina.

Componente	STV (% de sólidos totais, ST)	LC (% de STV)	BF
Restos alimentares	7 a 15	0,4	0,82
Papel:			
Jornais	94	21,9	0,22
Papel de escritório	96,4	0,4	0,82
Cartão	94	12,9	0,47
Resíduos de jardinagem	50 a 90	4,1	0,72

## 1.6 SINOPSE

Neste capítulo, após uma breve introdução aos resíduos em geral, as propriedades físicas dos resíduos sólidos urbanos são abordadas, nomeadamente a classificação, a granulometria, a humidade, a matéria orgânica e o peso volúmico. Para além destas propriedades são também referidas a permeabilidade e a temperatura.

No que se refere às propriedades bioquímicas são tidos em consideração os processos de biodecomposição, os lixiviados, o biogás e a biodegradabilidade.

No capítulo seguinte serão abordadas as propriedades mecânicas dos resíduos sólidos urbanos.



## **CAPÍTULO 2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. RESISTÊNCIA AO CORTE. RELAÇÕES TENSÃO-DEFORMAÇÃO**

### **2.1 INTRODUÇÃO**

O comportamento mecânico dos resíduos está intimamente associado à sua constituição heterogênea resultante da presença de elementos com comportamentos mecânicos muito díspares, o que origina uma massa muito deformável, com elevado índice de vazios e pesos volúmicos baixos, e que pode atingir níveis elevados de deformação sem que a rotura ocorra. Acresce ainda que os resíduos são materiais evolutivos, isto é, cuja composição e propriedades variam no tempo, em função do grau de decomposição e de degradação dos seus constituintes.

Em consequência, os resíduos sólidos urbanos têm um comportamento mecânico complexo e significativamente distinto do de outros materiais minerais. Propriedades como a densidade, resistência, porosidade, entre outras, apresentam grande variabilidade de valores em função das alterações da estrutura interna do corpo de resíduos. Por outro lado, os processos físico-químicos e bioquímicos conduzem a alterações da composição microscópica, gerando deformações dependentes do tempo e significativas perdas de massa (Krase & Dinkler, 2005).

A caracterização mecânica básica dos resíduos passa pela determinação dos parâmetros de resistência ao corte e de deformabilidade, o que pode ser feito através de ensaios de laboratório, ensaios *in situ* ou retro-análises. Se por um lado os materiais constituintes dos resíduos com comportamento equiparável ao dos solos podem ser caracterizados através das técnicas laboratoriais correntes da mecânica dos solos (usando equipamentos de maior dimensão), a caracterização dos materiais com comportamentos distintos do dos solos ("non soil-like") pode não ser caracterizável por ensaios correntes de laboratório. Esta situação, associada à dificuldade de obtenção de amostras representativas, leva a que, frequentemente, se favoreçam os métodos de caracterização através de ensaios *in situ*, aterros experimentais ou monitorização de aterros existentes e que os dados publicados relativos às propriedades mecânicas dos resíduos sejam escassos e muitas vezes contraditórios (Knochenmus *et al*, 1998).

Em termos práticos, considera-se, de um modo geral, apropriado estudar o comportamento dos resíduos através dos métodos da mecânica contínua, como para os solos, de modo a se poder estimar o comportamento global da massa de resíduos. Todavia, a influência da presença de partículas de resíduos especiais no comportamento global dos RSU (como partículas compressíveis e de reforço) deve ser considerada.

### **2.2 MODELOS MECÂNICOS CONCEPTUAIS**

A estrutura "fibrosa" dos resíduos comparável, em parte, à de um solo reforçado, é uma das justificações para a existência de cortes estáveis de resíduos com alturas e inclinações significativas e para o comportamento sísmico satisfatório de taludes de resíduos muito inclinados (Singh & Murphy, 1990). Esta

estrutura “fibrosa” deve-se essencialmente à presença de certos constituintes, como plásticos, têxteis, madeira, papel, etc. Na Figura 2.1a) apresenta-se um modelo proposto por Kockel (1995, *in* König & Jessberger, 1997) para a massa de resíduos. Modelo similar é apresentado na Figura 2.1b). Nestes modelos, a massa de resíduos é decomposta em duas fracções: uma relativa aos elementos “fibrosos” equiparáveis aos elementos de reforço (matriz de reforço) e outra correspondente à matriz definida pelo resto dos resíduos (matriz base), de granulometria fina a média e, em grande parte, formada por partículas com comportamento mais “tipo solo”.

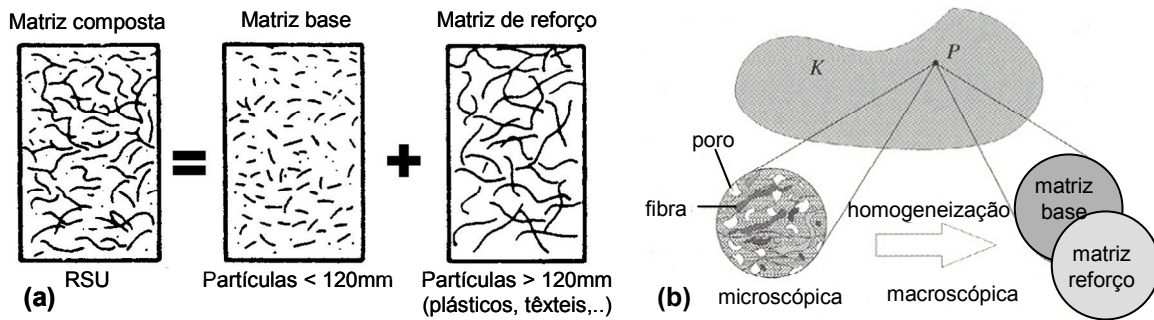


Figura 2.1 – Modelação de resíduos sólidos urbanos: (a) Kockel (1995, *in* König & Jessberger, 1997); (b) Krase & Dinkler (2005).

A presença destes elementos fibrosos é a que, em grande parte, justifica o facto de os resíduos não atingirem um pico de resistência ao corte, como é usual na maior parte dos materiais minerais. Na verdade o comportamento característico dos RSU é o de uma maior mobilização da resistência ao corte com o aumento da deformação, até níveis de deformação da ordem dos 40 a 50% (Jessberger *et al*, 1995), resultando num comportamento do tipo “endurecimento”. Esta diferença de comportamento é bem visível na Figura 2.2 que representa curvas de tensão de desvio *versus* deformação obtidas por ensaios triaxiais em RSU e em areias limpas ou reforçadas com fibras (Manassero *et al*, 1996).

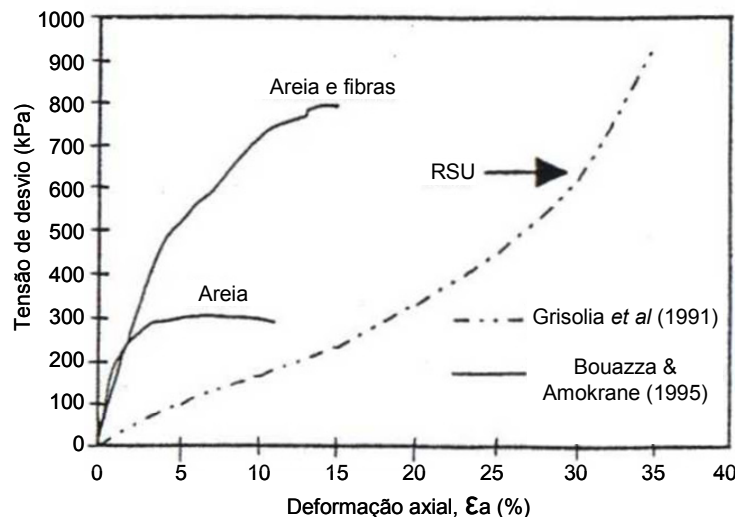


Figura 2.2 – Variação da tensão de desvio com a deformação axial (Manassero *et al*, 1996).

Segundo os princípios clássicos da mecânica dos solos, a resistência ao corte dos RSU é descrita através dos parâmetros coesão,  $c$ , e ângulo de atrito,  $\phi$ , (critério de rotura de Mohr-Coulomb), os quais estão relacionados com as condições de rotura. Porém, a identificação das condições de rotura em RSU não é

fácil, já que estes podem sofrer elevadas deformações sem evidenciarem sinais de instabilidade. Por outro lado, pretendendo-se compatibilizar as deformações dos resíduos com as dos restantes materiais constituintes dos aterros sanitários (ex<sup>o</sup> sistemas de drenagem e de impermeabilização), não se pode contar com a elevada resistência dos RSU. Em consequência, torna-se necessário definir um estado crítico correspondente a um nível de deformação pré-estabelecido para o qual se determina  $c$  e  $\phi$  (Konig & Jessberger, 1997). Os níveis de deformação utilizados situam-se, geralmente, entre os 10 e 20% (Oweiss, 1993, *in* Zeccos, 2005). Esta gama de deformações resulta da observação do comportamento de aterros de resíduos que têm demonstrado que a partir destes níveis de deformação a integridade e o bom funcionamento dos aterros pode não estar garantida.

De uma maneira geral os vários modelos estruturais e métodos de análise de estabilidade propostos consideram que a resistência ao corte dos resíduos é dada por duas parcelas: atrito e efeito de reforço dado pelas fibras distribuídas de forma aleatória. Contudo, o comportamento mecânico de reforço dado pelas fibras não é ainda bem entendido.

As primeiras interpretações do comportamento de RSU basearam-se nos modelos estruturais dos solos reforçados (Cowland *et al*, 1993), em que a componente atrítica aumenta com o acréscimo da tensão normal, enquanto a componente de reforço aumenta também com a tensão normal até se verificar a rotura das fibras, perdendo-se a partir daí esta componente resistente.

Considerando que a estrutura fibrosa dos resíduos têm uma resistência à tracção semelhante à de um solo reforçado, Kolsch (1993 e 1995) propôs um modelo em que a resistência total dos resíduos é devida ao atrito mobilizado no plano de corte e às forças de tracção das fibras, traduzidas por uma coesão aparente ou coesão das fibras. Durante um processo de deformação sob tensão normal constante verifica-se que numa fase inicial, para pequenas deformações, apenas são mobilizadas forças atríticas e que, consoante a deformação aumenta, as fibras vão sendo solicitadas, resultando num aumento das forças de tracção até estas atingirem um valor máximo correspondente à rotura ou deslocamento das fibras. A partir daí dá-se uma redução das forças de tracção e, acima de um determinado nível de deformação, mobilizam-se novamente apenas forças atríticas.

A resistência atrítica apresenta uma correlação linear com a tensão normal, descrita pelo ângulo de atrito interno. Por sua vez, a resistência à tracção das fibras aumenta também progressivamente com a tensão normal (devido a uma melhor transferência das tensões para as fibras resultante do maior confinamento destas) mas apenas até um determinado valor de tensão, o qual é condicionado pela resistência à tracção das fibras, resultando numa correlação resistência à tracção/tensão normal não linear e, consequentemente, também numa correlação não linear entre a resistência total e a tensão normal.

Com base neste modelo, Kolsch propõe uma envolvente bilinear similar à dos solos reforçados, com um primeiro trecho mais inclinado correspondente a baixas tensões de confinamento e em que a resistência se deve aos dois efeitos (coesão e atrito), e um segundo trecho em que a resistência se deve apenas ao atrito da matriz para níveis de confinamento mais elevados (para os quais a resistência à tracção das fibras foi

ultrapassada). Kavazanjian *et al* (1995), considerando dados de resistência ao corte *versus* tensão normal obtidos através de ensaios *in situ*, retro-análises e ensaios de corte directo (*in situ* e em laboratório), ajustaram uma envolvente bilinear concava, caracterizada por um primeiro trecho com comportamento puramente coesivo ( $c=24$  kPa e  $\phi=0^\circ$ ), para tensões normais inferiores a 30 kPa, e um segundo trecho de comportamento puramente friccional ( $c=0$  kPa e  $\phi=33^\circ$ ), para tensões normais superiores (Figura 2.3). Esta proposta considera que, para confinamentos nulos ou muito baixos, a resistência resulta apenas do entrelaçamento das fibras e não depende da tensão normal aplicada.

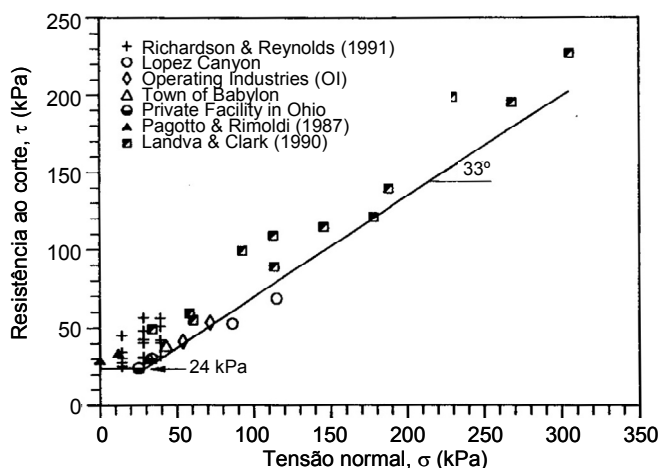


Figura 2.3 – Envolvente de rotura proposta por Kavazanjian *et al* (1995).

Posteriormente, Manassero *et al* (1996), partindo dos dados apresentados por Kavazanjian *et al* (1995) acrescidos de outros, propõem uma envolvente de rotura trilinear, em que cada zona corresponde a diferentes gamas de tensões normais: comportamento puramente coesivo para tensões normais inferiores a 20 kPa, comportamento puramente friccional para uma gama de tensões intermédias (20 e 60 kPa) e comportamento coesivo-friccional para tensões normais superiores a 60 kPa (Figura 2.4).

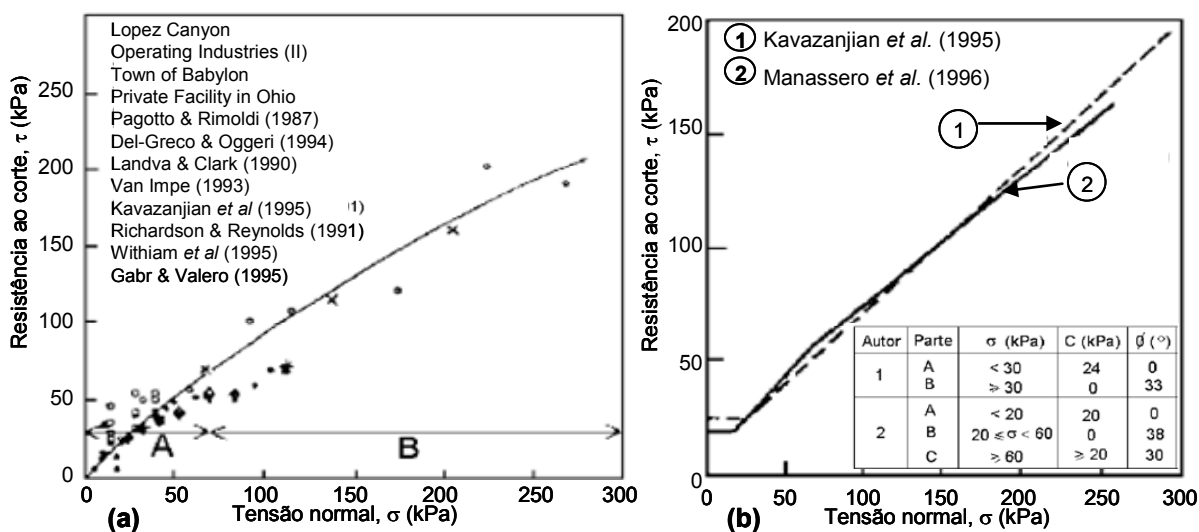


Figura 2.4 – Resistência ao corte de RSU (a); envolvente de rotura (b); (Manassero *et al*, 1996).

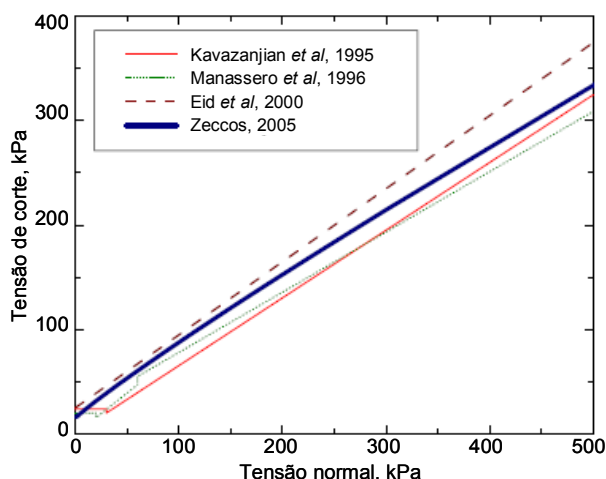
Por fim, Zeccos (2005), partindo de resultados de ensaios de corte directo e triaxiais e na reanálise de dados publicados, propõe uma envolvente não linear em que, para tensões normais inferiores a 10 kPa, o

material tem uma coesão de 15 kPa e um ângulo de atrito de 41°, e, para tensões da ordem dos 1000 kPa, o material tem uma coesão de 15 kPa e um ângulo de atrito de 31°. A envolvente é descrita por:

$$\tau = c + \sigma_n \cdot \tan \phi \quad (2.1)$$

em que  $c=15$  kPa e  $\phi = \phi_0 - \Delta\phi \cdot \log(\sigma_n/P_a)$ , com  $\phi_0=36^\circ$ ,  $\Delta\phi=5^\circ$  e  $P_a$  a pressão atmosférica (Figura 2.5).

Este autor considera ainda que os critérios de rotura associados a um determinado nível de deformação, definidos a partir de ensaios triaxiais consolidados isotropicamente, devem considerar a trajectória de tensões dos ensaios. Assim, o nível de deformação considerado deve ser iniciado para um estado de tensão equivalente ao *in situ*, ou seja, para um valor da razão entre as tensões efectivas horizontais e verticais do ensaio ( $K$ ) idêntico ao de campo ( $K_0$ ) e não a partir das condições isotrópicas, uma vez que estas não são representativas das condições *in situ* e as amostras sofrem, no geral, um nível de deformação considerável ao serem comprimidas desde as condições isotrópicas ( $K=1$ ) até condições idênticas às de campo ( $K_0$ ). A análise de todos os dados mencionados levou o autor a considerar como aceitável o critério de 5% de deformação, definido a partir de um  $K=0,3$ , considerado representativo do  $K_0$  dos resíduos (§ 2.4).



Fonte	Envolvente de resistência ao corte
Kavazanjian <i>et al</i> , 1995	$c=24$ kPa; $\phi=0^\circ$ , para $\sigma_n < 30$ kPa $c=0$ kPa; $\phi=33^\circ$ , para $\sigma_n > 30$ kPa
Manassero <i>et al</i> , 1996	$c=20$ kPa; $\phi=0^\circ$ , para $\sigma_n < 20$ kPa $c=0$ kPa; $\phi=38^\circ$ , para $20 < \sigma_n < 60$ kPa $c>20$ kPa; $\phi=30^\circ$ , para $\sigma_n > 60$ kPa
Eid <i>et al</i> , 2000	$c=25$ kPa; $\phi=35^\circ$
Zeccos, 2005	$c=15$ kPa; $\phi_0=36^\circ$ ; $\Delta\phi=5^\circ$

Figura 2.5 – Envolventes de rotura propostas por Zeccos (2005).

Apesar destas propostas, outros autores continuam a defender a utilização de envolventes de rotura lineares (Jessberger *et al*, 1995; Kockel & Jessberger, 1995; Eid *et al*, 2000), com determinação do valor equivalente da coesão (definida pela ordenada na origem). O argumento usado por estes autores é o de que as envolventes de rotura dos RSU apresentam bi-linearidade pouco acentuada, quando comparadas com as dos solos reforçados convencionais, justificando que este comportamento se deve aos diferentes tipos e dimensões de fibras presentes nos RSU, o que faz com que a resistência e as propriedades tensão-deformação destas fibras sejam diversas e a sua resistência seja mobilizada para diferentes níveis de solicitação, não evidenciando por isso um claro ponto de inflexão (como acontece nos solos reforçados).

Powrie *et al* (1999) consideram incorrecto a caracterização da resistência dos RSU através de  $c'$  e  $\phi'$  pelos seguintes motivos: a definição física de  $c'$  (correspondente à capacidade de suportar tensões de corte sob tensões normais ou de confinamento nulas) e de  $\phi'$  não se aplicam;  $\phi'$  representa o efeito combinado de

atrito e de reforço, pelo que a sua designação deveria ser “ângulo de resistência ao corte” em vez de ângulo de atrito; a interpretação física de  $c'$  geralmente utilizada em RSU (coesão aparente devida à resistência à tracção das fibras) que, segundo alguns autores, se verifica para tensões normais nulas como consequência do entrelaçamento das fibras, é contrariada pelas experiências de Kolsch (1995) que demonstraram que o aumento da resistência ao corte devido à componente de reforço aumenta com a tensão normal aplicada. Ou seja, a aplicação de uma tensão normal é necessária para que se desenvolva alguma resistência ao corte resultante de ambos os efeitos (atrito e reforço). Por fim, os autores realçam que as envolventes lineares não devem ser usadas para baixos níveis de tensão normal, já que para estes níveis quase não existem dados (grande número dos trabalhos publicados parte de níveis relativamente elevados de tensão normal, extrapolando a partir destes a resistência mobilizada para baixos ou nulos níveis de tensão normal).

Mais recentemente Machado *et al* (2002) e Vilar *et al* (2006) partindo de resultados de ensaios triaxiais e edométricos de grande dimensão, propõem o primeiro modelo constitutivo desenvolvido especificamente com o objectivo de representar o comportamento tensão-deformação dos RSU (apesar de não considerar o efeito da biodegradabilidade). Para tal consideram que o comportamento dos RSU é bifásico (elementos fibrosos e matriz ou pasta – constituída por todos os elementos não fibrosos, incluindo água, lixiviados, matéria orgânica, etc), tendo cada fase o seu próprio modelo constitutivo. O comportamento da matriz é baseado nas condições de estado crítico e representado por um modelo adaptado do Cam-Clay Modificado (em que a superfície de cedência,  $f_p$ , é expressa pela Equação 2.2), mas que considera uma lei de fluxo não associada (Equação 2.4), e as fibras (compostas essencialmente por plásticos) são modeladas como material elasto-plástico perfeito com critério de cedência de Von Mises (Equação 2.6).

$$f_p = q_p - M \left[ p^n \cdot (p_0 - p) \right]^{1/(1+n)} \cdot n^{1/(1+n)} = 0 \quad (2.2)$$

com

$$M = \frac{6 \cdot \text{sen} \phi}{3 - \text{sen} \phi} \quad (2.3)$$

$$\frac{d\varepsilon_{vp}^p}{d\varepsilon_{sp}^p} = \left( \frac{1}{1+n} \right) \cdot M \cdot \left[ p^n \cdot (p_0 - p) \right]^{1/(1+n)-1} \cdot \left[ p^{n-1} \cdot n \cdot (p_0 - p) - p^n \right]^{1/(1+n)-1} \cdot \left\{ 1 + \text{sen} \left[ \frac{\pi}{2 \cdot \psi^\beta} \cdot \left( \frac{p}{p_0} \right)^\beta \right] \cdot 2n \right\}^{-1} \quad (2.4)$$

em que

$$\psi = \frac{n}{1+n} \quad e \quad \beta = \frac{\ln(0,5)}{\ln(\psi)} \quad (2.5)$$

$$f_f = q_f - q_{\text{máx}} = 0 \quad (2.6)$$

Em que:  $q_p$  e  $q_f$  são as parcelas da tensão de desvio aplicada aos RSU ( $q$ ) suportadas, respectivamente, pela pasta e pelas fibras e  $q_{\text{máx}}$  é a resistência à tracção última das fibras;  $p$  é a tensão normal média (considerada igual nas duas fases: pasta e fibras) e  $p_0$  é a tensão “aparente” de pré-consolidação;  $M$  é o declive da linha de estado crítico no plano ( $q:p$ );  $\phi$  é o ângulo de atrito da pasta (considerado igual ao do RSU uma vez que o atrito das fibras é negligenciável) na condição de estado crítico (considerada atingida para níveis de deformação axial correspondentes à estabilização dos valores de  $\phi_{\text{RSU}}$ ,  $\varepsilon_a \geq 20\%$ );  $n$  constante do modelo considerada igual a 2 (para  $n=1$  a Equação 2.2 corresponde à do modelo Cam-Clay



Modificado);  $d\varepsilon_{vp}^p$  e  $d\varepsilon_{sp}^p$  são, respectivamente, o incremento da deformação plástica volumétrica e distorcional da pasta.

Os autores consideram ainda que: as deformações volumétricas devem-se essencialmente à matriz (a das fibras é desprezível); a variação de índice de vazios é devida apenas à matriz; os índices de expansão ( $\kappa$ ) e de compressão ( $\lambda$ ) da matriz são dependentes do índice de vazios e existe uma relação hiperbólica entre a tensão normal e o índice de vazios.

Assim, os autores consideram que a variação dos valores da tensão de desvio relativa à amostra total de RSU,  $dq$ , será o resultado (soma ponderada) das variações individuais de  $q$  relativas à matriz ou pasta, ( $dq_p$ ) e à fracção fibrosa ( $dq_f$ ):

$$dq = dq_p \cdot V_p + dq_f \cdot V_f \quad (2.7)$$

ou

$$dq = 3 \cdot G_p \cdot d\varepsilon_{sp}^e \cdot V_p + 3 \cdot f_m \cdot G_f \cdot d\varepsilon_{sf}^e \cdot V_f \quad (2.8)$$

com

$$f_m = \frac{d\varepsilon_{sf}^e}{d\varepsilon_{sp}^e} = \frac{2}{\pi} \cdot \tan^{-1} \left[ \left( \frac{q}{p} \right)^2 \right] \quad (2.9)$$

e

$$V_f = P_f \cdot \frac{\gamma_d}{\gamma_{sf}} = P_f \cdot \frac{\gamma_s}{v \cdot \gamma_{sf}} \quad (2.10)$$

Em que:  $V_p$  é a relação entre o volume da matriz e o volume total dos RSU;  $V_f$  é a relação entre o volume das fibras e o volume total dos RSU;  $G_p$  e  $G_f$  são, respectivamente, os módulos de distorção da matriz e das fibras;  $d\varepsilon_{sp}^e$  e  $d\varepsilon_{sf}^e$  são, respectivamente, o incremento da deformação elástica distorcional da matriz e das fibras;  $q$  é a tensão de desvio na amostra total;  $p$  é a tensão normal média na amostra total;  $P_f$  é a relação entre o peso seco das fibras e o peso seco dos RSU (total, isto é, fibras + matriz);  $\gamma_{sf}$  é o peso volúmico médio das fibras;  $\gamma_d$  é o peso volúmico seco dos RSU;  $\gamma_s$  é o peso volúmico médio das partículas sólidas dos RSU; e  $v$  é o volume específico dos RSU ( $v=1+e$ , em que  $e$  é o índice de vazios dos RSU). Note-se que  $V_f$  varia em função da deformação volumétrica dos RSU ( $V_f$  aumenta com a compressão dos RSU).

A relação entre o índice de vazios dos RSU ( $e$ ) e o da matriz ( $e_p$ ) é dada por:

$$e = \frac{(P_p / \gamma_{sp})}{[(P_p / \gamma_{sp}) + (P_f / \gamma_{sf})]} \cdot e_p = V_e \cdot e_p \quad (2.11)$$

Em que, considerando agora a pasta,  $P_p$  é análogo a  $P_f$  e  $\gamma_{sp}$  é análogo a  $\gamma_{sf}$  ( $P_p + P_f = 1$ ).  $V_e$  corresponde à relação entre o índice de vazios dos RSU e o da matriz. A deformação volumétrica total dos RSU e a deformação de corte podem então ser expressas por:

$$d\varepsilon_v = V_e \cdot \left( \frac{1 + e_p}{1 + V_e \cdot e_p} \right) \cdot d\varepsilon_{v,p} \quad (2.12)$$

$$d\varepsilon_s = d\varepsilon_{s,p} \cdot V_p + d\varepsilon_{s,f} \cdot V_f \quad (2.13)$$

Os parâmetros necessários para a aplicação deste modelo referem-se às fibras e aos RSU. Os parâmetros das fibras são: o módulo de deformabilidade à tracção médio não confinado,  $E_u$ ; o coeficiente de Poisson médio das fibras,  $\nu_f$ ; o peso volúmico médio das partículas fibrosas,  $\gamma_{sf}$ ; um parâmetro que representa a melhoria das condições de ancoragem das fibras com o aumento da tensão de confinamento,  $a_f$ ; e a resistência à tracção última das fibras,  $q_{máx}$ . Os parâmetros dos RSU necessários são: o peso volúmico médio das partículas sólidas,  $\gamma_s$ ; a relação entre os pesos secos das fibras e dos RSU,  $P_f$ ; o coeficiente de Poisson da matriz,  $\nu_p$ ; o ângulo de atrito da matriz, definido para deformações axiais  $\geq 20\%$ ,  $\phi$ ; os índices de compressão e de expansão da matriz, respectivamente  $\lambda$  e  $\kappa$ , considerando uma relação hiperbólica entre o índice de vazios da matriz e a tensão normal média; a tensão de pré-consolidação aparente da matriz,  $p_0$ ; e o volume específico da matriz para um valor unitário de tensão,  $N$ .

Segundo os autores os valores de  $E_u$ ,  $q_{máx}$ ,  $\nu_f$  e  $\gamma_{sf}$  referem-se essencialmente a materiais plásticos (fibras), pelo que os seus valores são relativamente bem conhecidos e constantes (Quadro 2.1). Os restantes parâmetros podem ser determinados experimentalmente ou por retro-análises a partir da observação de aterros existentes.  $P_f$  e  $P_p$  são determinados a partir do estudo gravimétrico da composição dos RSU.

Na Figura 2.6 apresentam-se os resultados de ensaios edométricos e triaxiais realizados pelos autores sobre provetes moldados com diferentes pesos volúnicos e condições de humidade (Wnat ou saturados) e as curvas obtidas através do modelo apresentado e no Quadro 2.1 os valores utilizados pelos autores para os vários parâmetros.

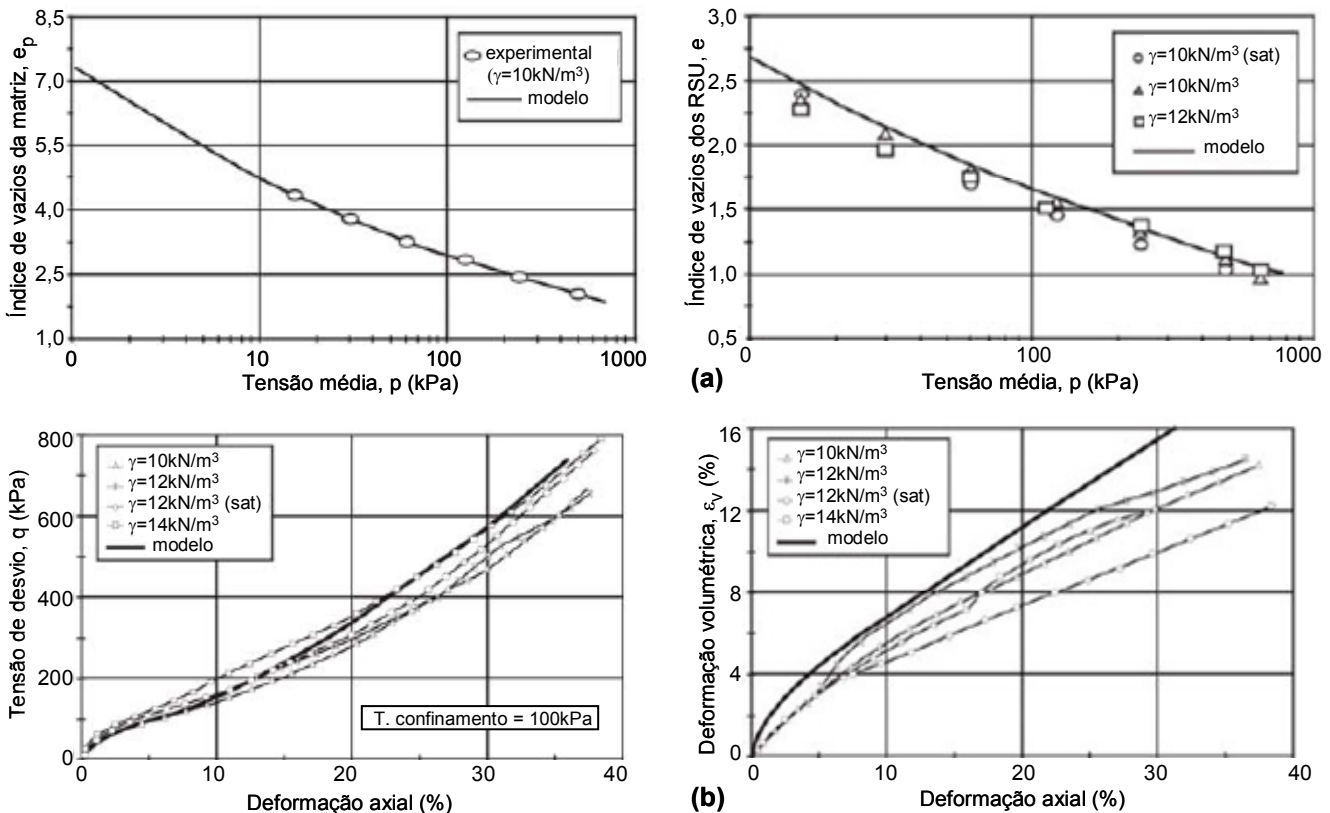


Figura 2.6 – Dados experimentais e previstos pelo modelo (Vilar *et al*, 2006): (a) resultados de ensaios de compressão confinada; (b) resultados de ensaios triaxiais.

Quadro 2.1 – Parâmetros utilizados na aplicação do modelo proposto (Machado *et al*, 2002; Vilar *et al*, 2006).

Eu (MPa)	$v_f$	$\gamma_{sf}$ (kN/m <sup>3</sup> )	$q_{m\acute{a}x}$ (MPa)	$\gamma_s$ (kN/m <sup>3</sup> )	$v_p$	$\lambda$	k
265	0,25	10	25	23,5	0,36	0,163	0,0065
$p_0$ (kPa)	N	$\phi$ ( $\varepsilon_a=20\%$ )	M *	$a_f$ **	$P_f$	$e_p/e(V_e)$	$K_0$ ***
200	8,34	22°	0,86	1,735	0,17	0,6	0,63

\*  $M=6\text{sen}\phi/(3-\text{sen}\phi)$ ; \*\*  $a_f$  determinado por tentativas (intervalo considerado: 1,2 a 2,2); \*\*\*  $K_0=1-\text{sen}\phi$

McDougall & Silver (2005) propõem um modelo para simular a influência dos processos de decomposição na variação volumétrica e características mecânicas dos RSU. Para tal consideram uma relação constitutiva que simula o impacto da decomposição no comportamento mecânico através de duas variáveis de fases volumétricas: uma associada ao volume da fase sólida,  $V_s$ , e outra ao volume dos vazios ou da fase vazia,  $V_v$ . A relação é expressa por:

$$dV_v = \Lambda.dV_s \quad (2.14)$$

Em que  $\Lambda$  é um parâmetro que representa a variação de vazios induzida pelos processos de decomposição e que, consoante os seus valores, permite acomodar diferentes comportamentos dos resíduos. Os valores de referência de  $\Lambda$ , propostos pelos autores e respectivas condições volumétricas e mecânicas, estão expressos na Figura 2.7. O valor mínimo de  $\Lambda$  (-1) corresponde a situações em que a perda de massa por biodecomposição se traduz num igual aumento do índice de vazios, sem que haja variação do volume global (esqueleto sólido enfraquece), enquanto o extremo oposto, ( $\Lambda > e$ ), está associado a situações em que a perda de massa por biodecomposição se traduz num adensamento dos resíduos com consequente diminuição, quer do índice de vazios, quer do volume global, resultando num material mais compacto e resistente.

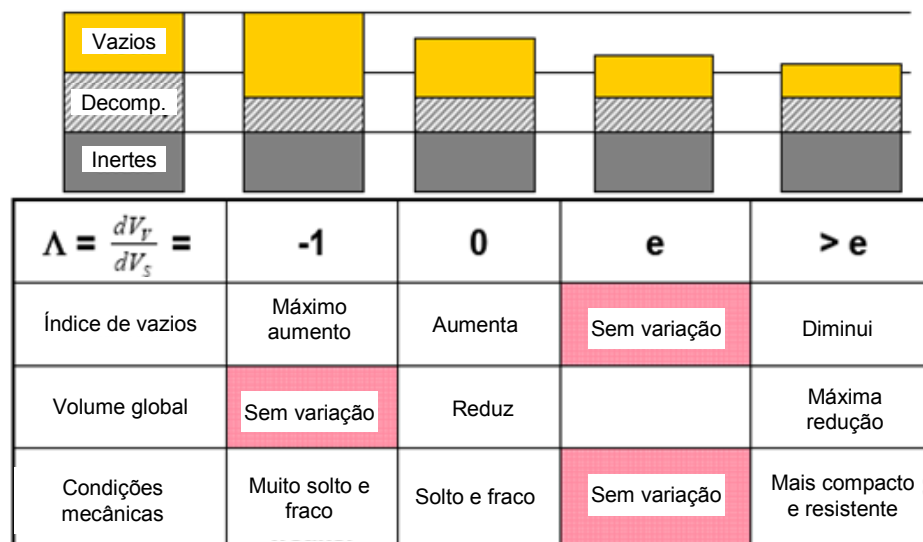


Figura 2.7 – Valores de referência do parâmetro de variação de vazios induzidos pela decomposição,  $\Lambda$ , e condições volumétricas e mecânicas associadas (McDougall & Silver, 2005).

De acordo com o exposto verifica-se que, até à data e na maior parte dos casos, o comportamento dos resíduos tem sido explicado através do uso de modelos constitutivos simples desenvolvidos para solos (por

exemplo, elástico linear, elástico-plástico perfeito), os quais não representam de forma adequada o comportamento dos RSU. O uso de modelos mais complexos, como o Cam-Clay (por ser um modelo plástico com endurecimento em que o tamanho da superfície de cedência depende apenas da deformação volumétrica plástica, permitindo por isso prever as grandes deformações volumétricas que ocorrem durante a compressão, isotrópica ou unidimensional), poderá reproduzir em parte o comportamento dos RSU. Dixon *et al* (2005) procederam à sua aplicação para modelar os resultados obtidos em ensaios de consolidação unidimensional e triaxiais realizados, respectivamente, por Beaven & Powrie (1995) e por Machado *et al* (2002). Os resultados obtidos (Figura 2.8) demonstram que este modelo reproduz de forma razoável o comportamento de compressão unidimensional, não se verificando o mesmo para os ensaios triaxiais em que o modelo não reproduziu o endurecimento observado (concavidade da curva). Para tentar simular o comportamento dos RSU, nomeadamente o comportamento tipo endurecimento e a ausência de resistência de pico, Machado *et al* (2002) incorporaram o efeito de reforço das fibras, considerando que estas suportariam parte das tensões de desvio, aliviando assim as tensões suportadas pela matriz. Este pressuposto conduz a uma alteração na trajectória das tensões da matriz, impedindo-a de atingir o estado crítico (Figura 2.9).

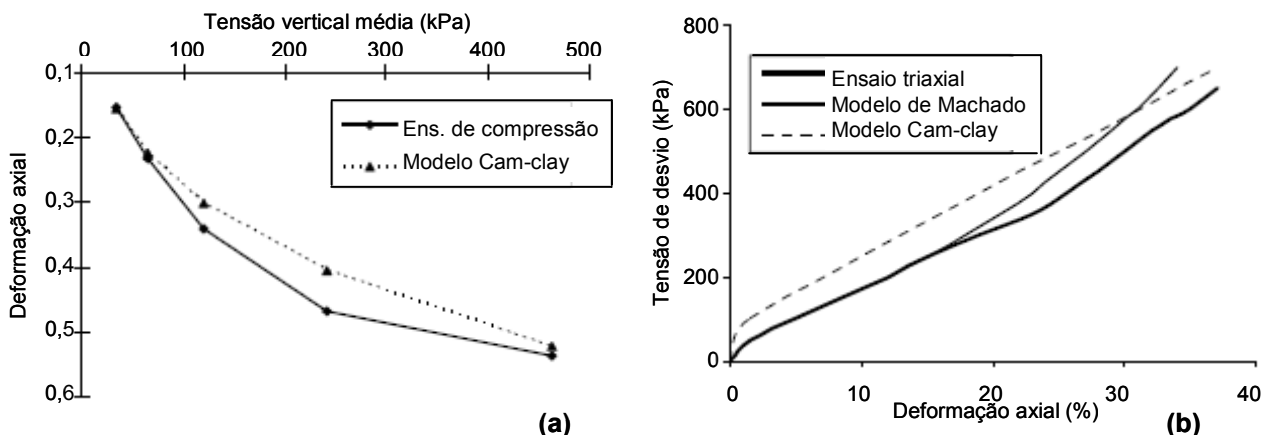


Figura 2.8 – Modelação de resultados de ensaios em RSU com o modelo Cam-Clay (Dixon *et al*, 2005): (a) ensaio de compressão unidimensional (dados de Beaven & Powrie, 1995); (b) ensaio triaxial (dados de Machado *et al*, 2002).

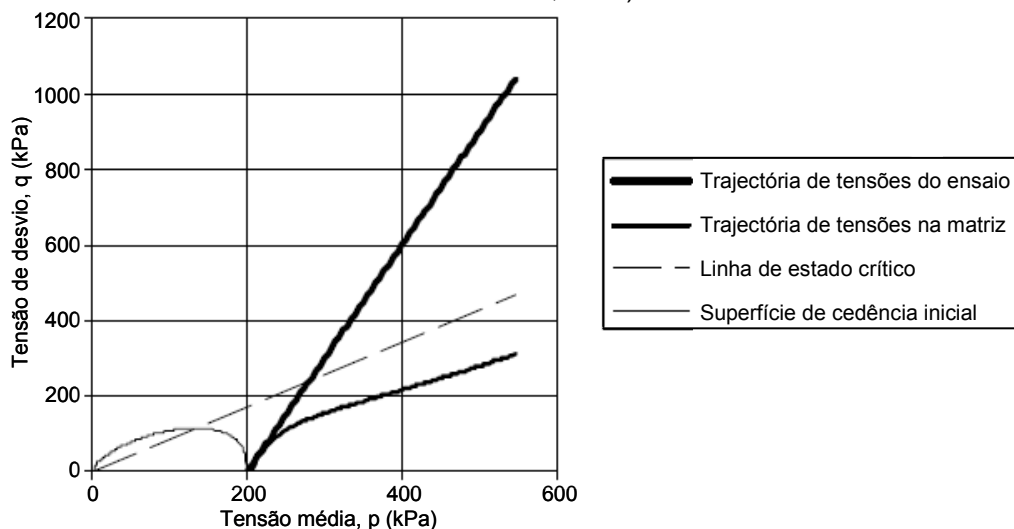


Figura 2.9 – Linha de estado crítico e trajectória de tensões em ensaios triaxiais em RSU (adaptado por Dixon *et al*, 2005 a partir de Machado *et al*, 2002).

Dixon *et al* (2005) consideram que a explicação apresentada por Machado *et al* (em que as fibras suportam parte da tensão de desvio, alterando a trajectória de tensões da matriz e impedindo-a de atingir um estado crítico) possa ser, do ponto de vista mecânico, insatisfatória na medida em que o modelo só pode representar o endurecimento das curvas tensão-deformação e não a rotura. Estes autores consideram necessário o desenvolvimento de novos modelos constitutivos, os quais deverão reproduzir de forma mais consistente o comportamento dos RSU (quer *in situ*, quer em laboratório), pelo que deverão incorporar os seguintes aspectos “chave”:

- não linearidade da rigidez;
- resistência ao corte dos resíduos reforçados;
- fluência e degradabilidade.

A deformação volumétrica dos RSU é bem simulada pelo modelo Cam-Clay (tal como verificado através da modelação de ensaios de compressão unidimensional), apesar de não representar especificamente a compressibilidade dos componentes dos resíduos e de os parâmetros de variação volumétrica necessários serem difíceis de obter a partir de ensaios de compressão (nomeadamente o índice de vazios, devido à variabilidade do peso volúmico das partículas constituintes dos RSU e aos vazios existentes no interior destas). Na fase de corte, o modelo Cam-Clay representa também de forma satisfatória as deformações volumétricas e sua dependência da deformação axial, até níveis de deformação da ordem dos 10%, mas não simula convenientemente a contribuição dos elementos de reforço na resistência ao corte e, consequentemente, não simula o comportamento tensão-deformação global dos RSU para níveis mais elevados de deformação (endurecimento).

A maior ou menor resistência ao corte dos resíduos é, em parte, dependente do grau de mobilização do efeito de reforço dos elementos fibrosos. Devido à grande dimensão das partículas constituintes dos resíduos, apenas uma parte da resistência das fibras é mobilizada nos ensaios triaxiais e de corte directo, pelo que a resistência de pico dos RSU não é, por regra, atingida nestes ensaios. Os modelos a desenvolver para RSU devem simular, quer a resistência de pico e o efeito de reforço das fibras (através de um critério de rotura específico que considere o efeito de reforço), quer a anisotropia da resistência.

A fluência e degradabilidade são aspectos dependentes do tempo e fundamentais para a compreensão do comportamento a longo prazo. A fluência mecânica pode ser bem simulada através dos modelos convencionais desenvolvidos para solos e, apesar de os mecanismos de biodegradabilidade dos RSU serem ainda pouco compreendidos, a incorporação de propostas como a de McDougall & Silver (2005) no desenvolvimento de modelos constitutivos de RSU poderá ser útil para simular estes mecanismos.

Em termos práticos, a ausência de critérios de rotura e de modelos constitutivos adequados para os resíduos leva a que os parâmetros resistentes dos RSU continuem, na generalidade, a ser determinados tendo como base modelos de comportamento geotécnico clássico (Mohr-Coulomb), o que resulta, em parte, da necessidade real de assumir parâmetros para efeito de dimensionamento geotécnico de aterros de RSU.

Assim, o dimensionamento destas obras é geralmente feito considerando ou factores de segurança superiores aos usados em solos (muito pouco discutidos) ou/e parâmetros de resistência determinados com base em níveis de deformação aceitáveis (prática mais usual). Face à dificuldade em caracterizar directamente os parâmetros de resistência dos resíduos e à variabilidade dos valores referidos na bibliografia, é ainda usual e recomendável a realização de análises de sensibilidade paramétrica, de forma a se avaliar a influência das características mecânicas nos coeficientes de segurança obtidos nos cálculos de estabilidade (são exemplo os trabalhos de Kavazanjian *et al*, 1995; e de Pardo de Santayana & Roque, 2006, entre outros). Porém, tal deve ser sempre realizado mediante uma interpretação e análise cuidada dos resultados disponíveis, na perspectiva de se avaliar se há uma concordância razoável entre os comportamentos real e teórico, nomeadamente quanto às condições de drenagem, existência de rotura, validação do campo de tensões-deformações usadas na interpretação dos resultados e definição das pressões efectivas. Manassero *et al* (1996) sugerem que, dadas as limitações na aplicação dos modelos clássicos de resistência ao corte da mecânica dos solos aos RSU, a melhor base para se discutir este tema é a apresentação de resultados em termos de resistência ao corte mobilizada *versus* tensão normal média para níveis de deformação bem definidos e indicando claramente as características dos resíduos (tipo e idade).

A título de conclusão, salienta-se a consciência global da comunidade científica quanto à inexistência de modelos constitutivos que representem o comportamento real dos RSU, sendo sobretudo parcos na inclusão de aspectos condicionantes do seu comportamento mecânico, como a composição dos RSU (partículas compressíveis e de reforço), métodos de deposição, processos de degradação (temperatura, pressões associadas à geração de lixiviado e de biogás), efeitos de escala geométrica e tensional, níveis de deformação, e, eventualmente, outros. Na verdade as informações sobre o efeito destas variáveis no comportamento mecânico dos RSU são escassas e por vezes contraditórias (Knochenmus *et al*, 1998).

## **2.3 PARÂMETROS RESISTENTES**

A resistência dos RSU, em particular a resistência ao corte, é, em regra, determinada por retro-análises de dados de campo ou através de ensaios *in situ* e de laboratório. Nesta secção apresentam-se resultados de alguns trabalhos publicados, agrupando-os em função do método de obtenção.

### **2.3.1 Retro-análise de Dados de Campo**

O estudo do comportamento de aterros sanitários através da retro-análise de registos de campo, interpretados à luz de modelos e métodos de cálculo clássicos da geotecnia, tem sido usada por alguns autores. A maior parte dos registos efectuados são de ensaios de carga e de análises de estabilidade de taludes reais ou de trincheiras, por vezes sob solicitação sísmica, com o objectivo de determinar os parâmetros de resistência ao corte.

A avaliação de intervalos de valores aceitáveis para os parâmetros de resistência ao corte é feita, pela primeira vez, por Singh & Murphy (1990) através de uma compilação de valores reportados na bibliografia, obtidos por retro-análise a partir de ensaios de carga realizados num aterro de Los Angeles, pela

observação do comportamento satisfatório de vários taludes de aterros do sul da Califórnia durante os sismos de São Fernando-1971 e Whittier-1987, e pela observação da estabilidade de taludes inclinados, incluindo o de cortes quase verticais. Apesar de não haver informação sobre os métodos de cálculo adoptados, apresenta-se na Figura 2.10 os resultados obtidos, em termos de combinações de  $c$  e  $\phi$ .

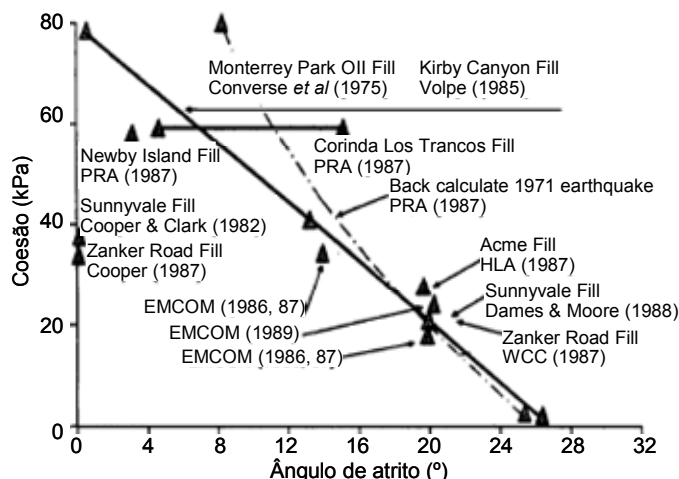


Figura 2.10 – Parâmetros de resistência obtidos por retro-análise, Singh & Murphy (1990).

Partindo da análise de taludes estáveis de 4 aterros sanitários, Kavazanjian *et al* (1995) avaliaram os valores do ângulo de atrito que se obteriam para diferentes factores de segurança (Quadro 2.2). As análises de estabilidade foram realizadas pelo método de Bishop Modificado e considerando uma coesão de 5 kPa para os resíduos. Apesar de os taludes analisados terem mais de 15 anos de idade e não apresentarem sinais de instabilidade nem de deformação excessiva, os autores adoptaram, para efeitos da avaliação dos parâmetros de resistência ao corte ( $\phi$ ), um valor conservativo para o coeficiente de segurança (1,2).

Quadro 2.2 – Parâmetros de resistência obtidos por retro-análise (Kavazanjian *et al*, 1995).

Aterro	Inclinação média		Inclinação máxima		Ângulo de atrito, $\phi$		
	Altura (m)	Inclinação(h:v)	Altura (m)	Inclinação (h:v)	FS=1,0	FS=1,1	FS=1,2
Lopez Canyon, CA	120	2,5:1	35	1,7:1	25°	27°	29°
OII, CA	75	2:1	20	1,6:1	28°	30°	34°
Babylon, NY	30	1,9:1	10	1,25:1	30°	34°	38°
Private landfill, OH	40	2:1	10	1,2:1	30°	34°	37°

Blengino *et al* (1996), com o objectivo de verificar a estabilidade de um aterro antigo em Génova, procederam à determinação dos parâmetros de corte através de retro-análises de escorregamentos localizados ocorridos no aterro, tendo obtido valores de  $c'=0,5$  kPa e  $\phi'=27^\circ$  (considerando um peso volúmico de  $10 \text{ kN/m}^3$ ). Também por retro-análise da estabilidade de taludes (método de Bishop) que sofreram escorregamentos num aterro da Polónia, Koda (1998) estimou valores de ângulo de atrito de  $26^\circ$  e  $21^\circ$  e coesão de 20 a 15 kPa, respectivamente para resíduos antigos e recentes (FS=0,989 e 0,994;  $\gamma = 14$  e  $11 \text{ kN/m}^3$ ). Eid *et al* (2000), também com base na retroanálise da rotura de um talude (com cerca de 30 m de altura e muito inclinado) ocorrida num aterro de Ohio (EUA, Cincinnati Site) e impondo  $\phi=35^\circ$ , obtiveram um valor médio de coesão de 40 kPa (valores limite entre 38 e 42 kPa). Na Figura 2.11 apresentam-se os resultados obtidos por estes autores, em conjunto com outros publicados relativos a ensaios de corte de

grande dimensão e retro-análises de taludes que sofreram rotura, os quais apontam para valores de  $\phi'=35^\circ$  e  $c'$  entre 0 e 50 kPa.

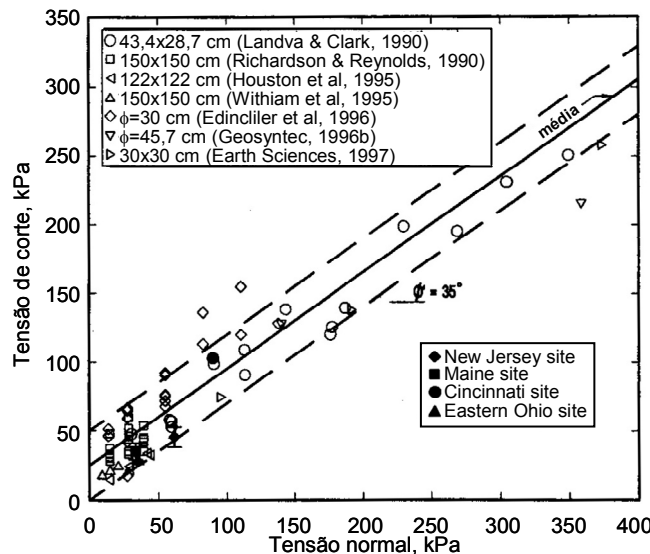


Figura 2.11 – Parâmetros de resistência ao corte obtidos por ensaios e retro-análises (Eid *et al*, 2000).

### 2.3.2 Ensaios *In Situ*

A avaliação da resistência dos resíduos através de ensaios *in situ* de penetração (do tipo SPT, CPT e DPSH), de corte rotativo (vane test) e de corte directo de grandes dimensões tem sido relatada por vários autores. Sublinha-se, contudo, que a realização em RSU de ensaios de penetração e de corte rotativo é geralmente bastante difícil devido à presença de elementos mais rígidos, como pedras e metais, entre outros, o que por regra resulta em picos localizados dos resultados e em avarias e/ou desvios dos equipamentos. Por outro lado, a ausência de correlações aferidas entre os resultados dos vários tipos de ensaios de penetração e a resistência ao corte dos RSU limita também a sua aplicação prática. Alguns autores salientam que, apesar destas limitações, o recurso a ensaios de penetração em RSU é bastante útil, pois permite uma avaliação qualitativa da resistência dos resíduos, com identificação de zonas mais e menos resistentes, e que a sua repetição periódica permite avaliar a variação das características resistentes dos resíduos com o tempo.

#### Ensaios de penetração

Os resultados de ensaios SPT reportados na bibliografia apresentam, pelos motivos indicados, grande dispersão de valores, vários picos de resistência localizados e, de modo geral, baixa resistência à penetração dinâmica. Sowers (1968) terá sido o primeiro a utilizar ensaios SPT na perspectiva de caracterizar a resistência de RSU em aterros dos EUA, obtendo valores que variavam entre as 4 e 10 pancadas (30 cm de penetração) para profundidades entre 1,5 e 6 m. Vários autores recorreram também a este tipo de ensaios para caracterizar os RSU, entre os quais Espinace *et al* (1991), Sánchez-Alciturri *et al* (1993a) e Gonzalez (1995), ambos no aterro de Meruelo (norte de Espanha), Coumoulos *et al* (1995), Shimizu (1996), Santos *et al* (1998), Carvalho (1999), Pereira (2000), entre outros. Na Figura 2.12 apresentam-se resultados de ensaios SPT obtidos por vários autores.



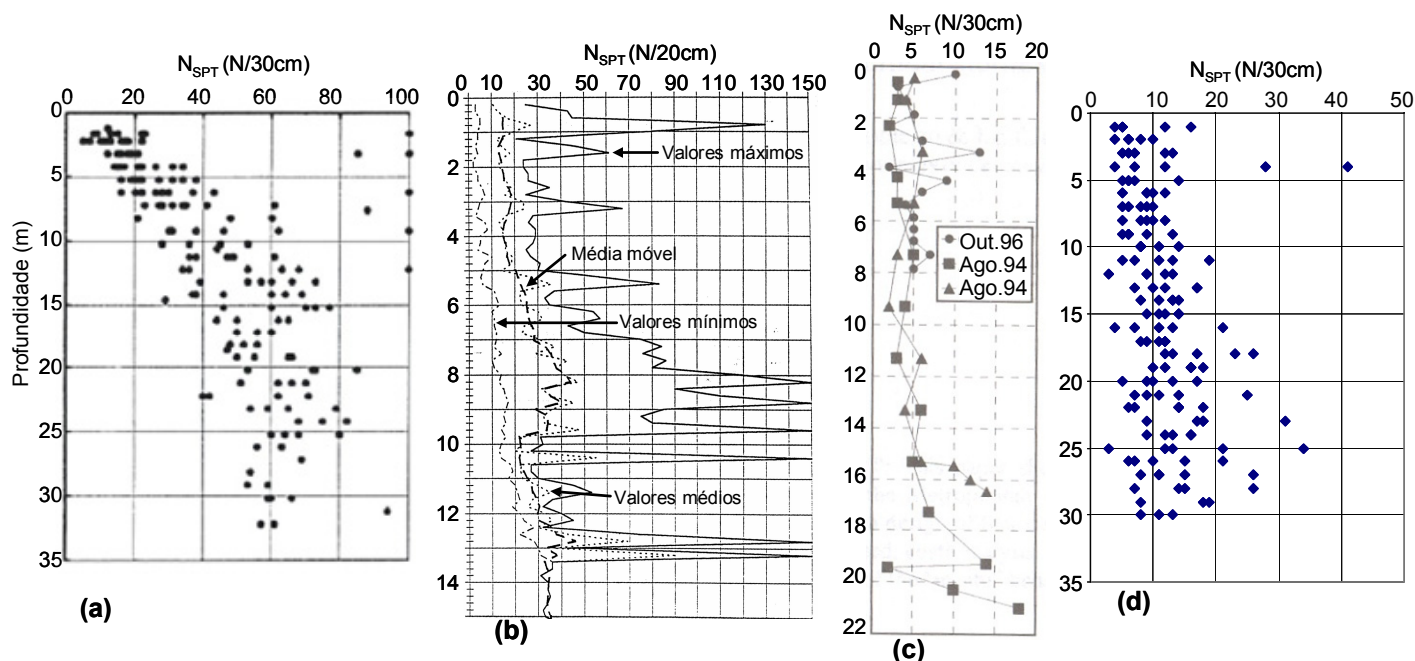


Figura 2.12 – Resultados de ensaios SPT em RSU: (a) Coumoulos *et al* (1995); (b) Gonzalez (1995) e Sánchez-Alciturri (1993a); (c) Santos *et al* (1998); (d) Carvalho (1999).

O tratamento estatístico dos resultados de ensaios SPT e DPSH, realizado para o aterro de Meruelo, permitiu verificar que: i) os valores de  $N_{SPT}$  tendiam a aumentar de uma forma aproximadamente linear com a profundidade ensaiada (15 m); ii) os valores típicos obtidos eram da ordem das 10 a 20 pancadas/20cm e 20 a 30 pancadas/20cm, respectivamente, para profundidades inferiores e superiores a 10 m; iii) apesar da heterogeneidade do meio, a pequena escala, os resultados obtidos, desprezando os valores extremos, indicam que a massa de resíduos se comporta a grande escala como um meio homogêneo, exceptuando zonas de maior conteúdo de solos ou de resíduos de características particulares.

Esta última conclusão é também verificada por Espinace *et al* (1991) em ensaios realizados num aterro chileno. Os resultados apresentados por Coumoulos *et al* (1995) referem-se a ensaios realizados no principal aterro sanitário de Atenas, em resíduos com idades compreendidas entre 2 e 22 anos, e são por regra superiores aos apresentados para outros aterros. Os valores médios obtidos neste aterro são da ordem das 25 pancadas/30cm para 5 m de profundidade até 60 pancadas/30cm para 20 m de profundidade, mantendo-se relativamente constantes para profundidades superiores a 20 m.

Pereira (2000), em resíduos recentes de um aterro em Madrid, obtém valores de  $N_{SPT}$  variáveis entre 10 e 30 pancadas/30cm (desprezando valores extremos) para profundidades entre 2 e 26 m, não sendo neste caso evidente o aumento de  $N_{SPT}$  com a profundidade. Carvalho (1999), nos ensaios realizados em resíduos antigos de um aterro de São Paulo, obteve valores médios (desprezando valores superiores a 20 pancadas relacionados com elementos localizados mais resistentes) de 7 pancadas para os níveis mais superficiais e da ordem das 12 pancadas para profundidades entre os 10 e 30 m, verificando também um aumento dos valores de  $N_{SPT}$  com a profundidade. Valores da mesma ordem de grandeza, entre 3 e 9 pancadas para

profundidades entre os 0 e 21 m, foram verificados por Santos *et al* (1998) em resíduos antigos de um aterro no Recife.

A influência da idade nos valores de  $N_{SPT}$  é reportada por Shimizu (1998) e Fucale & Jucá (2003 *in* Olivier 2003), tendo ambos os trabalhos indiciado que, em resíduos recentes (onde o grau de decomposição é ainda reduzido), os valores de  $N_{SPT}$  são superiores aos obtidos em resíduos antigos. Esta tendência é concordante com os valores verificados por Pereira (2000) em resíduos novos. Por outro lado, a realização de duas campanhas de ensaios SPT no mesmo aterro, espaçadas de 4 anos (Espinace *et al*, 1991), não apresentaram diferenças significativas, sendo até ligeiramente superiores os resultados obtidos na última campanha.

Os ensaios CPT são também por vezes utilizados para avaliar a resistência à penetração dos RSU e sua variação em profundidade, sendo usual a projecção dos resultados no ábaco de Schmertmann com o objectivo de avaliar o tipo de comportamento dos RSU.

Os primeiros ensaios CPT realizados em RSU são mencionados por Cartier & Baldit (1983); posteriormente, várias são as referências a resultados destes ensaios em resíduos. Cartier & Baldit (1983) realizaram duas campanhas de ensaios espaçadas de cerca de 1,5 anos num aterro francês, tendo obtido valores médios de resistência de ponta idênticos, da ordem de 5 a 6 MPa até 15 m de profundidade. Siegel *et al* (1990), em ensaios realizados num aterro de Los Angeles, obtiveram valores muito variáveis, mas, em termos médios, o limite inferior da resistência de ponta aumentava com a profundidade, com uma razão da ordem de 80 kPa/m. Hinkle (1990) obteve, em resíduos antigos, valores médios de resistência de ponta de 5 MPa (relativamente constante em toda a profundidade ensaiada, 0 a 19 m) e de atrito lateral entre 50 e 100 kPa, sendo a razão de atrito entre 2 e 4%.

Os resultados reportados por Sánchez-Alciturri (1993a)) e Gonzalez (1995), ambos relativos ao aterro de Meruelo e até profundidades da ordem dos 14 m, apontam para valores de resistência de ponta,  $q_c$ , de 1 a 3 MPa perto da superfície, com um aumento em profundidade de 0,1 a 0,2 MPa/m e uma razão de atrito,  $R$ , entre 1 e 2%. Segundo os autores, a aplicação das correlações correntes em solos para avaliar os parâmetros de corte dos resíduos, conduziria a valores de resistência ao corte não drenada,  $S_u$ , da ordem de 50 a 150 kPa ou a ângulos de atrito entre 28° e 35°, no caso de se considerar os resíduos como materiais não coesivos, situação mais realista segundo os autores.

Os valores obtidos por Carvalho (1999) apresentam perfis típicos destes ensaios, com vários picos associados à passagem de elementos mais resistentes, e uma grande dispersão de resultados. Os valores mais representativos verificados pela autora foram da ordem de 2,5 a 7,5 MPa para a resistência de ponta e entre 2,5 e 5% para a razão de atrito, o que, de acordo com as correlações clássicas e tipo de comportamento considerado, conduziria a valores de ângulo de atrito entre 29° e 33° ou  $S_u$  entre 45 e 120 kPa. Com base nos ensaios realizados no aterro de Muribeca – Recife, Santos *et al* (1998) verificaram que a zona superior, correspondente a resíduos mais recentes, se caracterizava por uma maior concentração de picos de resistência e que, a partir dos 5 m de profundidade, a resistência tendia a estabilizar evidenciando

um aumento gradual com a profundidade como consequência do aumento da tensão devido ao peso dos resíduos sobrejacentes.

Alguns autores tentaram a realização de ensaios CPTU (por exemplo, Siegel *et al*, 1990), embora sem grande êxito, já que frequentemente as pedras porosas tendem a partir ou a colmatar.

Na Figura 2.13 apresentam-se alguns perfis típicos de ensaios CPT e a projecção no ábaco de Schmertmann dos resultados obtidos por diversos autores.

De um modo geral verifica-se um ligeiro aumento dos valores de resistência de ponta com a profundidade, enquanto que o atrito lateral se mantém relativamente constante. Por outro lado, e apesar da utilização da classificação de Schmertmann em resíduos ser discutível, os resultados apresentados levam a supor que o comportamento destes materiais será mais equiparável aos materiais granulares do que aos coesivos. Para finalizar refere-se Koda (1998), que considera que os ângulos de atrito determinados a partir de ensaios CPT são sobreavaliados, já que incorporam uma componente devida à coesão.

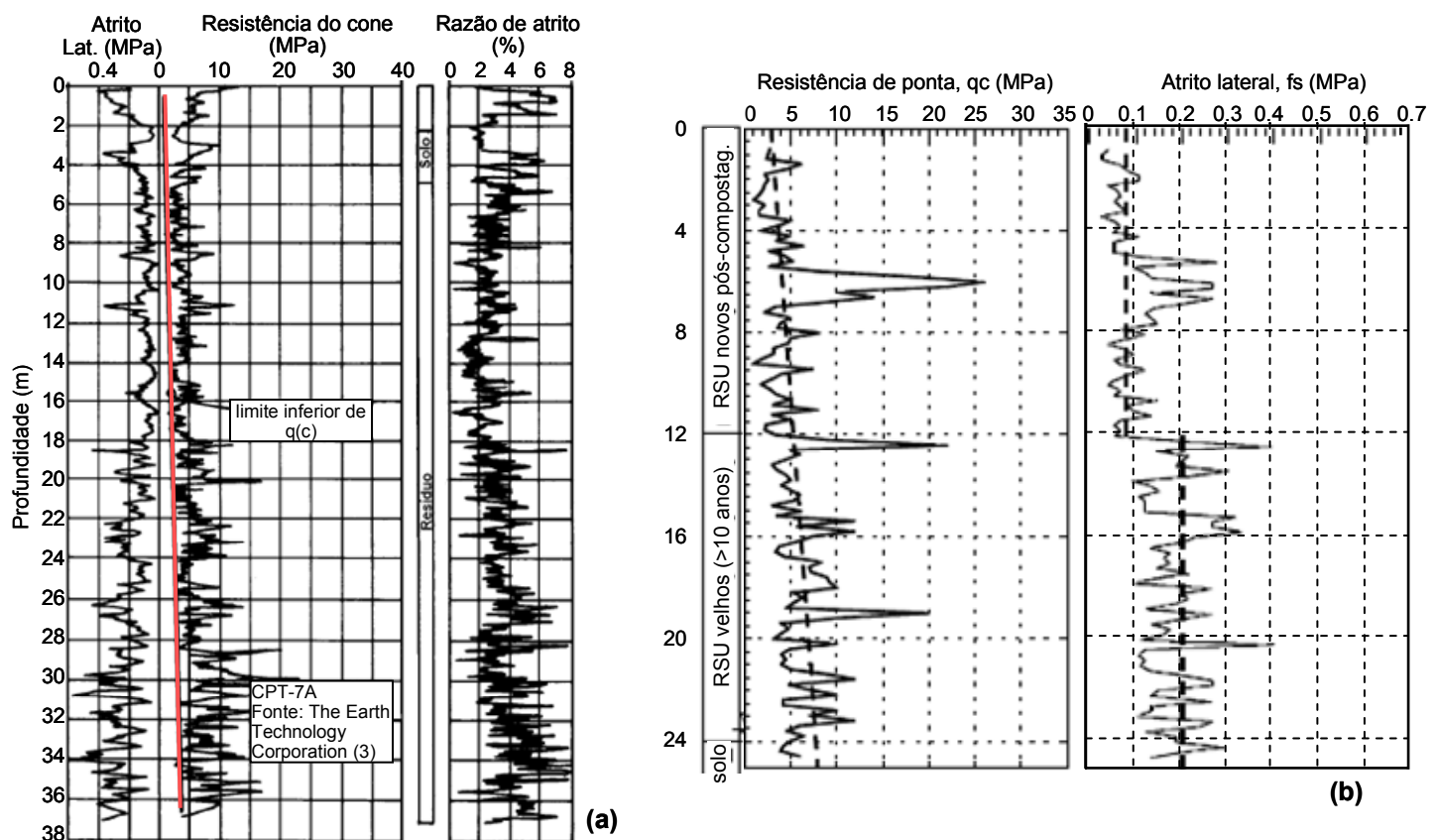


Figura 2.13 – Resultados de ensaios CPT em RSU: (a) Siegel *et al* (1990); (b) Koda (1998); (c) Cartier & Baldit (1983); (d) ábaco de Schmertmann (Carvalho, 1999); (continua na página seguinte).

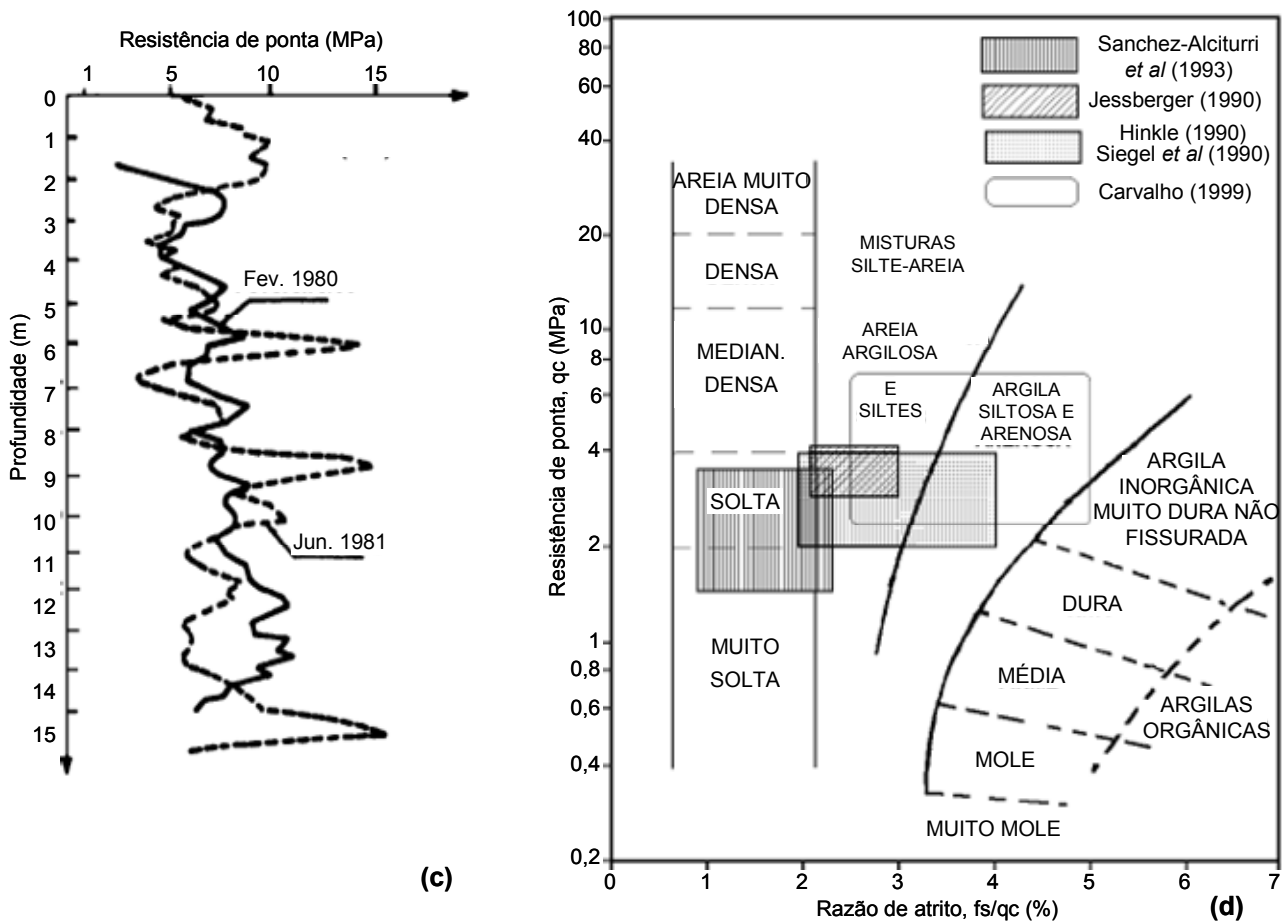


Figura 2.13 – Resultados de ensaios CPT em RSU: (a) Siegel *et al* (1990); (b) Koda (1998); (c) Cartier & Baldit (1983); (d) ábaco de Schmertmann (Carvalho, 1999); (continuação).

### Ensaio de corte

Os ensaios de corte rotativo (vane test) foram desenvolvidos para meios homogêneos, de granulometria fina e impermeáveis, pelo que a sua aplicação a resíduos é limitada devido à grande heterogeneidade do meio, à presença de elementos de grande dimensão e resistência, e a uma interpretação em termos de comportamento não drenado que, no caso dos resíduos, será, no mínimo, discutível. Os valores reportados são escassos e apresentam, por regra, uma elevada dispersão de resultados. A título de exemplo referem-se valores de resistência ao corte não drenada da ordem de 85 a 250 kPa, mencionados em Earth Technology (1988, *in* Gonzalez, 1995)

Apesar de pouco frequentes, existem alguns registos relativos a ensaios de corte directo de grande dimensão realizados *in situ*. É o caso do trabalho desenvolvido por Gotteland *et al* (1995), num aterro sanitário francês, em que realizaram ensaios com um equipamento concebido para o efeito pelo *Lirigm* (Laboratoire Interdisciplinaire de Recherche Impliquant la Géologie et la Mécanique) que permite ensaiar amostras com  $1 \times 1 \times 0,7 \text{ m}^3$ , tanto em campo como em laboratório. Neste estudo foram ensaiadas amostras *in situ*, em condições remoldadas (através do enchimento da caixa) e não remoldada, através da cravação da caixa e do talhamento de uma amostra com as dimensões da caixa (Figura 2.14).

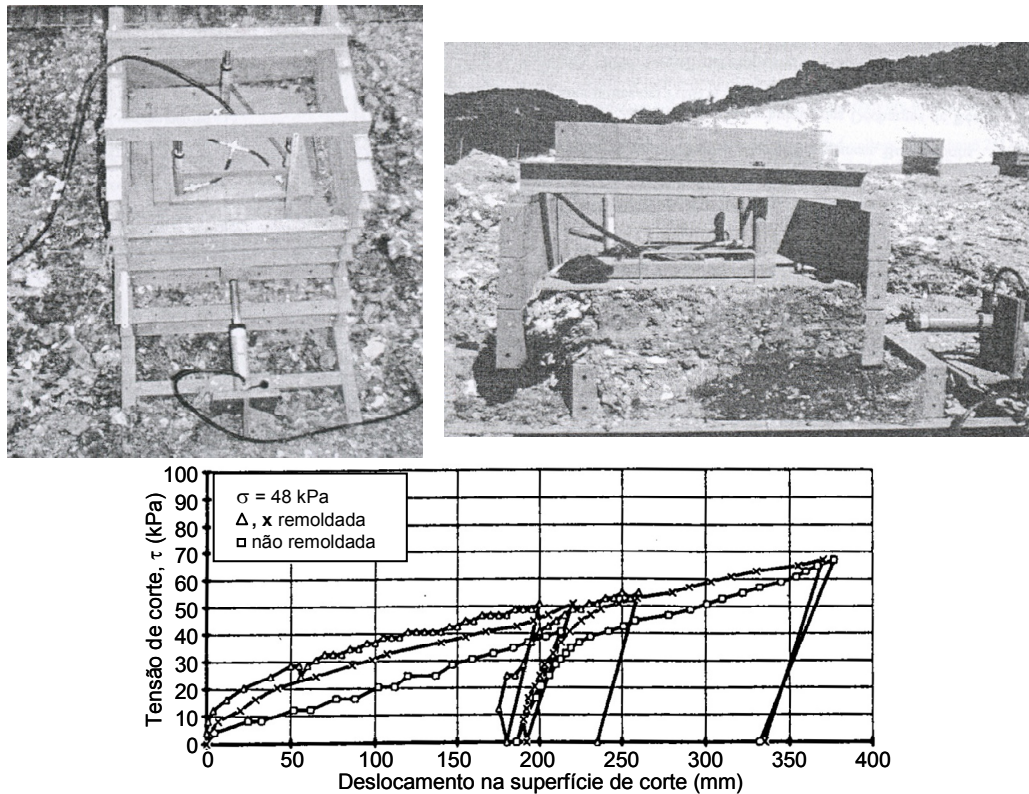


Figura 2.14 – Ensaio de corte directo *in situ* de grandes dimensões (Gotteland *et al*, 1995).

Experiência similar foi apresentada por Withiam *et al* (1995) num aterro de Nova Iorque. Os autores realizaram 5 ensaios de corte *in situ*, com um equipamento de grandes dimensões (1,5x1,5x1,5 m<sup>3</sup>), em que aplicaram tensões normais entre 0 e 21 kPa. Os valores obtidos para os parâmetros de corte foram de 10 kPa para a coesão e cerca de 30° para o ângulo de atrito. Houston *et al* (1995, *in* Zeccos, 2005) realizaram 2 ensaios com uma caixa de corte de grandes dimensões (1,22x1,22 m<sup>2</sup>) num aterro do Arizona. Cada ensaio foi realizado com 3 níveis de tensão vertical crescente, permitindo a determinação dos seguintes parâmetros de corte: 34° a 36° de ângulo de atrito e 5 kPa de coesão (Figura 2.15).

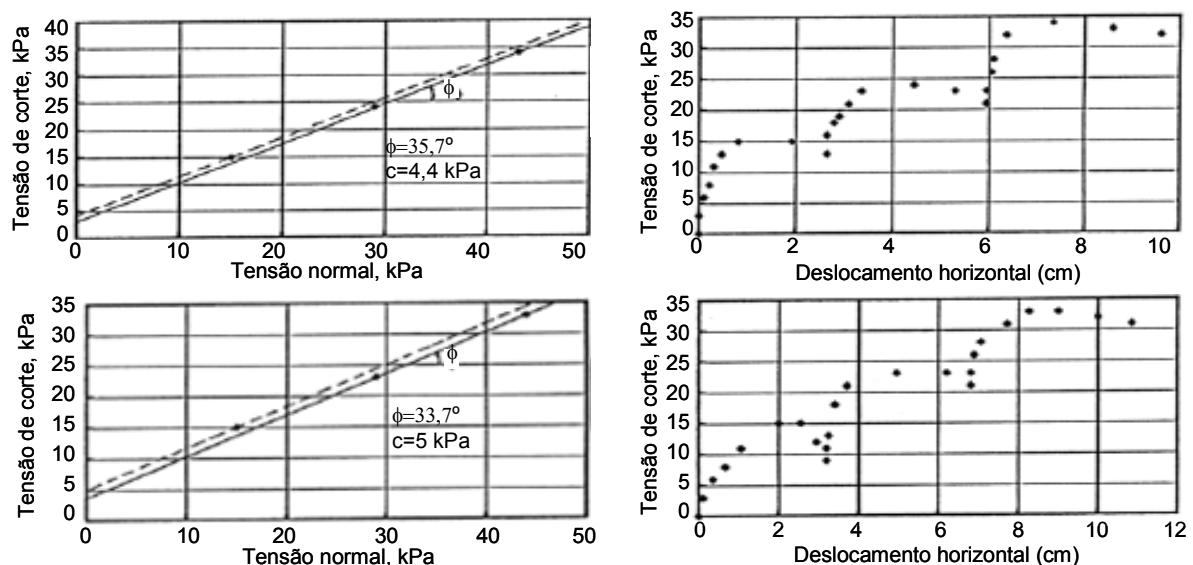


Figura 2.15 – Resultados de ensaios de corte *in situ* por Houston *et al* (1995).



Caicedo *et al* (2002a) e 2002b)) com o objectivo de avaliar a resistência ao corte de resíduos recentes (constituídos por 7,5% de materiais inertes, 44,7% de materiais muito deformáveis e 47,8% de materiais biodegradáveis) correspondentes a parte do principal aterro sanitário de Bogotá, após ocorrência de um grande escorregamento que abrangeu 800.000 t. de RSU, realizaram diferentes tipos de ensaios. Os ensaios foram efectuados numa área não afectada pelo escorregamento, em resíduos com 1 ano de idade e com uma caixa de corte que permitia ensaiar amostras não remoldadas de 90 cm de diâmetro, talhadas directamente no local (Figura 2.16a). A caracterização da resistência em profundidade foi efectuada através de ensaios em furos de sondagem, com um presso-ficómetro (“pressure-phicometer”) desenvolvido para o efeito (Figura 2.16b).

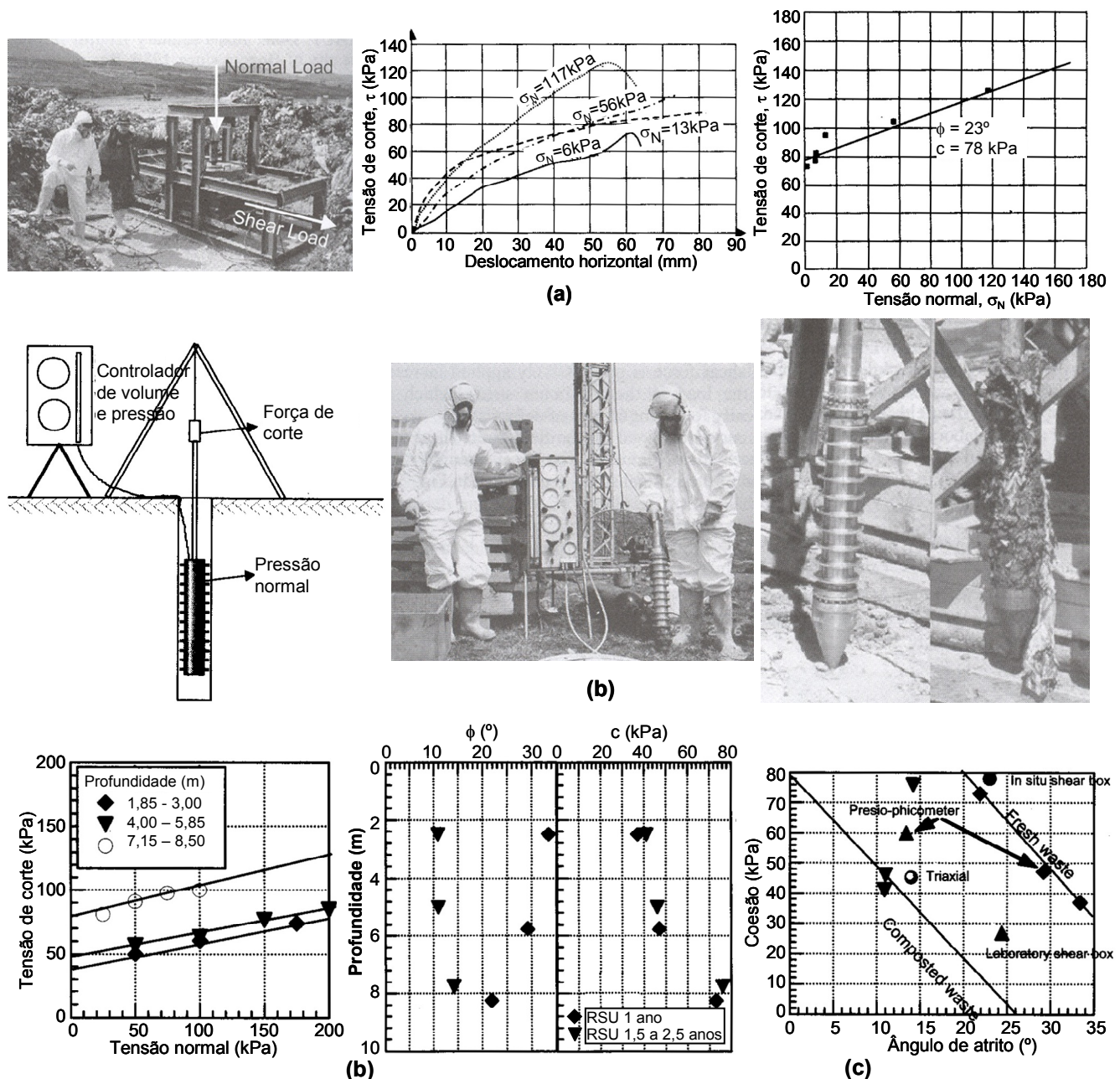


Figura 2.16 – Caracterização da resistência ao corte *in situ* por Caicedo *et al* (2002a) e 2002b)): (a) caixa de corte de grandes dimensões; (b) presso-ficómetro; (c) parâmetros de corte obtidos por vários métodos.

Os ensaios com o presso-ficómetro foram realizados a diferentes profundidades, interessando resíduos com 1 ano e 1,5 a 2,5 anos de idade. Este último equipamento aplica, numa primeira fase, uma determinada tensão normal às paredes do furo, através da expansão de uma câmara com anéis rígidos no seu perímetro, os quais penetram nos resíduos consoante a câmara expande, e, numa segunda fase, a aplicação de uma tensão de corte através de uma força axial. Na Figura 2.16b) são apresentados o aspecto do equipamento e os resultados obtidos, e na Figura 2.16c) uma comparação dos parâmetros de corte obtidos pelos autores através de diferentes metodologias (caixas de corte *in situ* ( $A=0,64 \text{ m}^2$ ) e em laboratório ( $A=0,09 \text{ m}^2$ ), ensaios triaxiais CU ( $\phi=0,3 \text{ m}$ ;  $h=0,6 \text{ m}$ ) e presso-ficómetro).

Os resultados apresentados indiciam uma diminuição nos valores de ângulo de atrito com o avançar da idade dos resíduos, enquanto a coesão não apresenta diferenças significativas quanto à idade e aumenta com a profundidade. Os autores verificaram ainda que consoante a profundidade aumenta, as tensões, os teores em água e o grau de decomposição também aumentam.

Para finalizar refere-se um estudo desenvolvido por Mazzucato *et al* (1999), num aterro no norte da Itália (Verona), onde também ocorreu um deslizamento global que se iniciou nos níveis argilosos do sistema de impermeabilização da base. A resistência ao corte dos resíduos foi também neste caso caracterizada através de ensaios *in situ* de corte directo ( $\phi=81 \text{ cm}$ ,  $h=44 \text{ cm}$ ), realizados directamente sobre os resíduos depositados com amostras "intactas" (por cravação da caixa) e com amostras reconstruídas, ambas com pesos volúnicos da ordem de  $7 \text{ kN/m}^3$  ( Figura 2.17).

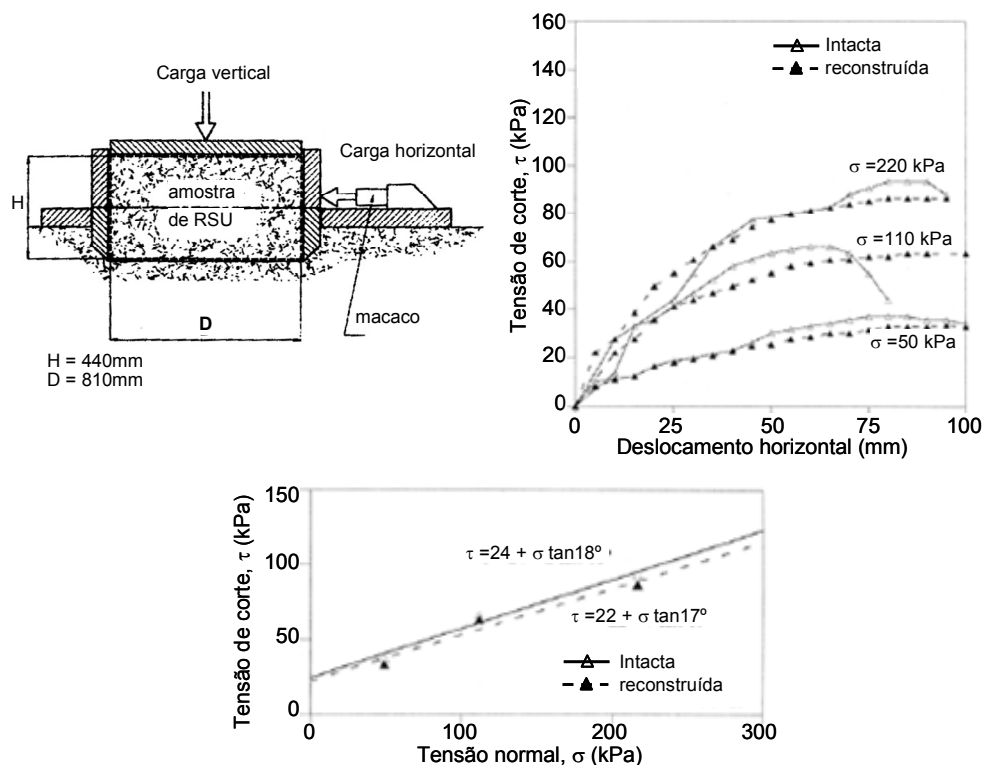


Figura 2.17 – Ensaio de corte *in situ* (Mazzucato *et al*, 1999).

Da análise da Figura 2.17 verifica-se que as amostras remoldadas apresentam um comportamento tipo endurecimento, sem mobilizar uma resistência máxima, enquanto que nas amostras "intactas", sujeitas a

maiores tensões verticais, se observa a mobilização de uma resistência de pico. Este último comportamento poderá estar associado à orientação preferencial dos elementos fibrosos segundo o plano de corte e, conseqüentemente, a uma menor mobilização da resistência destes elementos.

### 2.3.3 Ensaio de Laboratório

Os ensaios de laboratório mais utilizados na caracterização da resistência de RSU têm sido os de compressão triaxial e de corte directo. Referências a ensaios de compressão uniaxial, de tracção ou em centrifugadoras surgem por vezes, mas em menor número.

Apesar de frequentemente estes ensaios serem realizados em equipamentos de grande dimensão com amostras remexidas ou reconstituídas em laboratório, mantêm-se as dificuldades associadas à representatividade das amostras, quer em termos da composição e dimensão das partículas, quer da representação do carácter multifásico dos resíduos. O actual estado de conhecimento leva a que os resultados destes ensaios sejam, por regra, interpretados considerando válida a lei de Mohr-Coulomb, pelo que os parâmetros de resistência são geralmente expressos em termos de coesão e ângulo de atrito. Alguns valores são ainda expressos em termos de resistência ao corte não drenada. Porém, o facto de, por regra, os resíduos se encontrarem não saturados e terem elevadas permeabilidades, leva a considerar como menos adequada a interpretação dos ensaios em termos de comportamento não drenado ( $\phi=0^\circ$ ), pelo que Sánchez-Alciturri (1993a)), entre muitos outros autores, consideram como mais realistas as análises em termos drenados, com determinação da coesão equivalente,  $c$  (intercepção na origem), e do ângulo de atrito,  $\phi$ .

#### Ensaio de corte directo

Ensaio de corte directo em equipamentos de grandes dimensões têm sido frequentemente utilizados. Apesar de estes ensaios não representarem o comportamento real dos resíduos, podem dar indicações úteis sobre o seu comportamento (Manassero *et al*, 1996). Alguns dos primeiros ensaios de corte directo de grandes dimensões em RSU foram realizados por Landva & Clark (1986 e 1990). Os autores usaram uma caixa de corte de 434x287 mm<sup>2</sup> e uma velocidade de corte de 1,5 mm/min ou menor, de forma a garantir condições de drenagem. Os resultados obtidos (Figura 2.18) dizem respeito a amostras de resíduos antigos e de resíduos recentes triturados (estes com elevada percentagem de tiras plásticas), tendo os autores verificado uma diminuição da resistência ao corte com o aumento da idade dos resíduos, e uma menor resistência nos resíduos com elevada percentagem de plásticos (amostra de Edmonton, o deslizamento dá-se segundo o plano de orientação dos plásticos, o qual é perpendicular à tensão normal). A grande dispersão de resultados ( $\phi=24^\circ$  a  $41^\circ$ ;  $c=0$  a 23 kPa) deve-se, segundo os autores, às grandes diferenças de composição dos resíduos ensaiados.



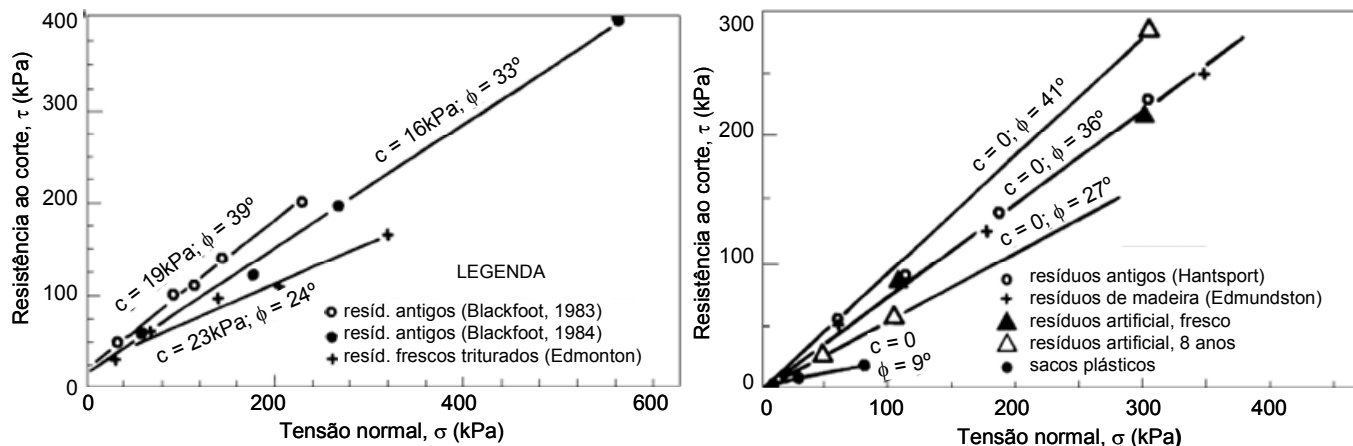
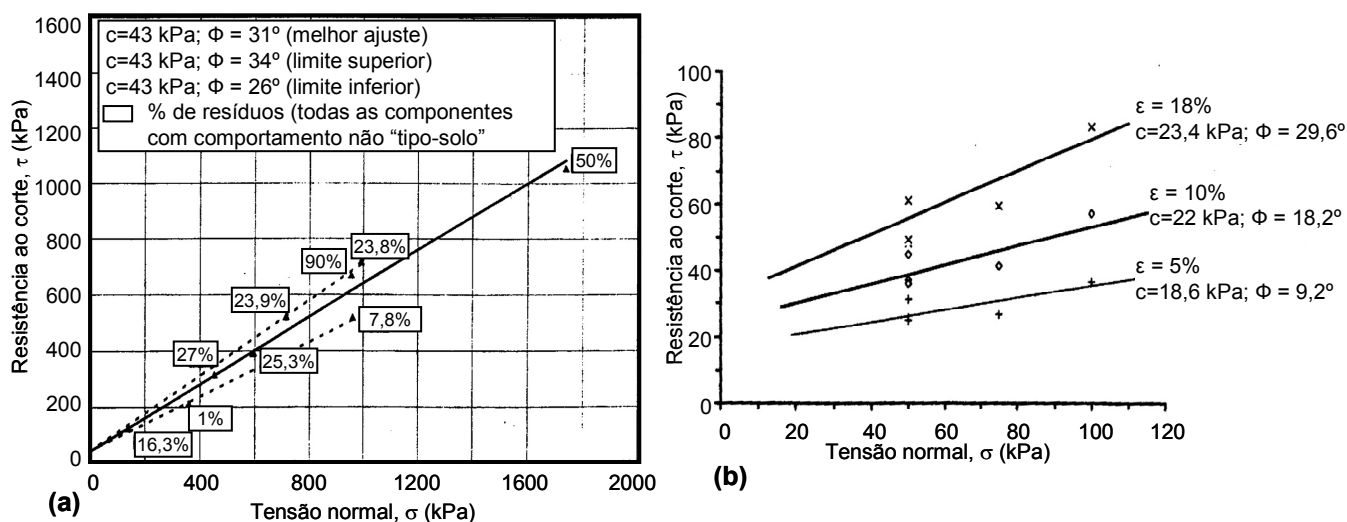


Figura 2.18 – Resistência ao corte directo, Landva &amp; Clark (1990).

Siegel *et al* (1990) realizaram uma série de ensaios de corte directo com amostras colhidas a diferentes profundidades (4,6 a 25 m) no aterro de Oll (Los Angeles). Os resultados de resistência ao corte determinados para deformações da ordem dos 10% evidenciaram uma grande dispersão, o que, segundo os autores, se poderá dever às diferenças de composição das amostras. A influência da composição das amostras é bem expressa pelos valores dos parâmetros de corte determinados:  $39^\circ$  de ângulo de atrito e coesão nula, quando consideradas todas as amostras;  $53^\circ$  de ângulo de atrito e coesão nula, quando não consideradas as amostras com elevado teor de solos.

Kavazanjian *et al* (1999) apresentam resultados de ensaios feitos numa caixa de corte cilíndrica ( $\phi=460\text{mm}$ ,  $h=460\text{mm}$ ) realizados em amostras reconstituídas em laboratório (com teor em água e peso volúmico idênticos aos *in situ*) a partir de resíduos com idades entre 11 e 35 anos, também do aterro Oll na Califórnia (Figura 2.19).


 Figura 2.19 – Resistência ao corte directo: (a) Kavazanjian *et al* (1999); (b) Thomas *et al* (1999).

Nestes ensaios, o material de dimensão superior a 100 mm foi removido e as amostras foram compactadas em camadas de 100 mm de altura, com orientação horizontal dos materiais de maior dimensão para corresponder à estrutura observada no campo. A validação do método de reconstituição das amostras foi efectuada por comparação da velocidade das ondas de corte *in situ* e nas amostras. Os resultados obtidos

indicaram um aumento da resistência ao corte nas amostras com maior percentagem de resíduos (componentes não tipo-solo) e que a resistência mobilizada em planos não paralelos ao da montagem das amostras é significativamente superior à mobilizada nos planos paralelos, comprovando a anisotropia da resistência dos RSU.

Experiência similar foi reportada por Thomas *et al* (1999) através de ensaios com a caixa de corte desenvolvida pelo *Lirigm* ( $L \times L \times H = 1 \times 1 \times 0,7 \text{ m}^3$ ) em amostras de resíduos com 1 a 3 meses de idade (sujeitos a uma compressão inicial até que o seu peso volúmico fosse idêntico ao *in situ*: 10,4 a 15,9  $\text{kN/m}^3$ ). A quantidade de resíduos com comportamento “não tipo-solo” variava entre 42,1 e 63,4% (correspondente a plásticos, têxteis e papel). Na Figura 2.19b) apresentam-se os resultados obtidos, em termos da envolvente de Mohr-Coulomb, os quais denotam um aumento dos parâmetros de corte com o nível de deformação.

Também Manassero *et al* (1996) apresentaram uma compilação de resultados obtidos por diferentes autores em ensaios de corte directo. Na Figura 2.20a) pode-se observar o aspecto típico das curvas tensão de corte-deformação obtidas por estes ensaios (similares às obtidas no trabalho de Thomas *et al*, 1999, entre outros), caracterizadas por um ganho contínuo na resistência com o aumento da deformação, sem se atingir uma resistência de pico. Segundo os autores, a dispersão de resultados deve-se ao nível de tensão aplicado e, sobretudo, aos diferentes tipos e formas de resíduos, bem como à existência ou não de pré-tratamento. A Figura 2.20b) representa uma compilação de resultados, efectuada por Manassero *et al* (1996) e completada por Van Impe (1998), que demonstra o comportamento, já confirmado por vários outros autores, de aumento da resistência ao corte com o acréscimo da tensão normal para níveis de deformação convencionais (de 10 a 15%). Segundo estes autores, os valores de  $c$  e  $\phi$ , mais elevados no caso dos resíduos antigos, devem-se à composição mista da matriz (solos e resíduos) e aos maiores níveis de tensão aplicados.

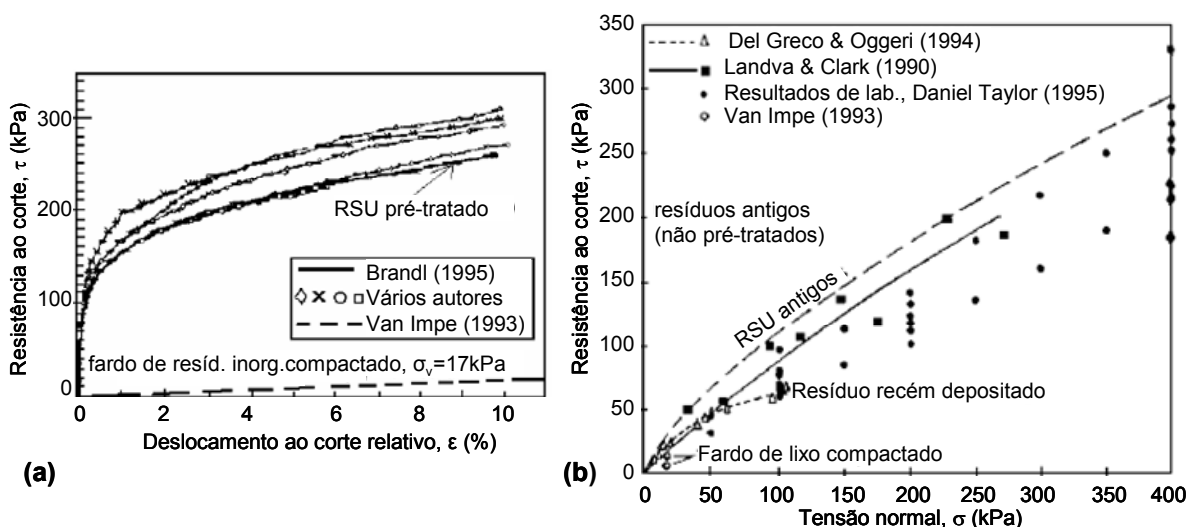


Figura 2.20 – Resistência ao corte directo: (a) em função do deslocamento (Manassero *et al*, 1996); (b) em função da tensão normal (Van Impe, 1998).

Por fim, referem-se os ensaios de corte directo de grande dimensão ( $30 \times 30 \times 18 \text{ cm}^3$ ) realizados por Zeccos (2005) na Universidade de Patras (Grécia). O autor ensaiou 15 amostras de resíduos provenientes do aterro de Tri-Cities (Califórnia), com pesos volúnicos iniciais entre 8,5 e 14,1  $\text{kN/m}^3$ . Algumas das amostras foram

preparadas com 100% do material de dimensão inferior 20 mm (matriz) enquanto as restantes eram constituídas por 62,1% de material menor que 20 mm, 17,9% de papel, 4,7% de madeira, 4,7% de plásticos e 10,6% de solos e cascalho. Os ensaios foram realizados para gamas de tensão normal entre 50 e 600 ou 900 kPa e algumas das amostras foram montadas com as fibras dispostas perpendicularmente ao plano de corte enquanto noutras estas estavam dispostas paralelamente. Dos ensaios realizados sobre as amostras da matriz e as amostras com as fibras paralelas ao plano de corte, apenas uma das amostras ensaiadas atingiu a resistência de pico e as resistências mobilizadas (para deformações da ordem dos 48,2 a 55 mm) foram idênticas nos dois tipos de amostras, o que, segundo o autor, se deve ao facto de as amostras com elementos fibrosos (amostras com 62,1% de material < 20 mm) terem estes elementos dispostos paralelamente ao plano de corte, não contribuindo por isso de modo significativo para o reforço da amostra (Figura 2.21a).

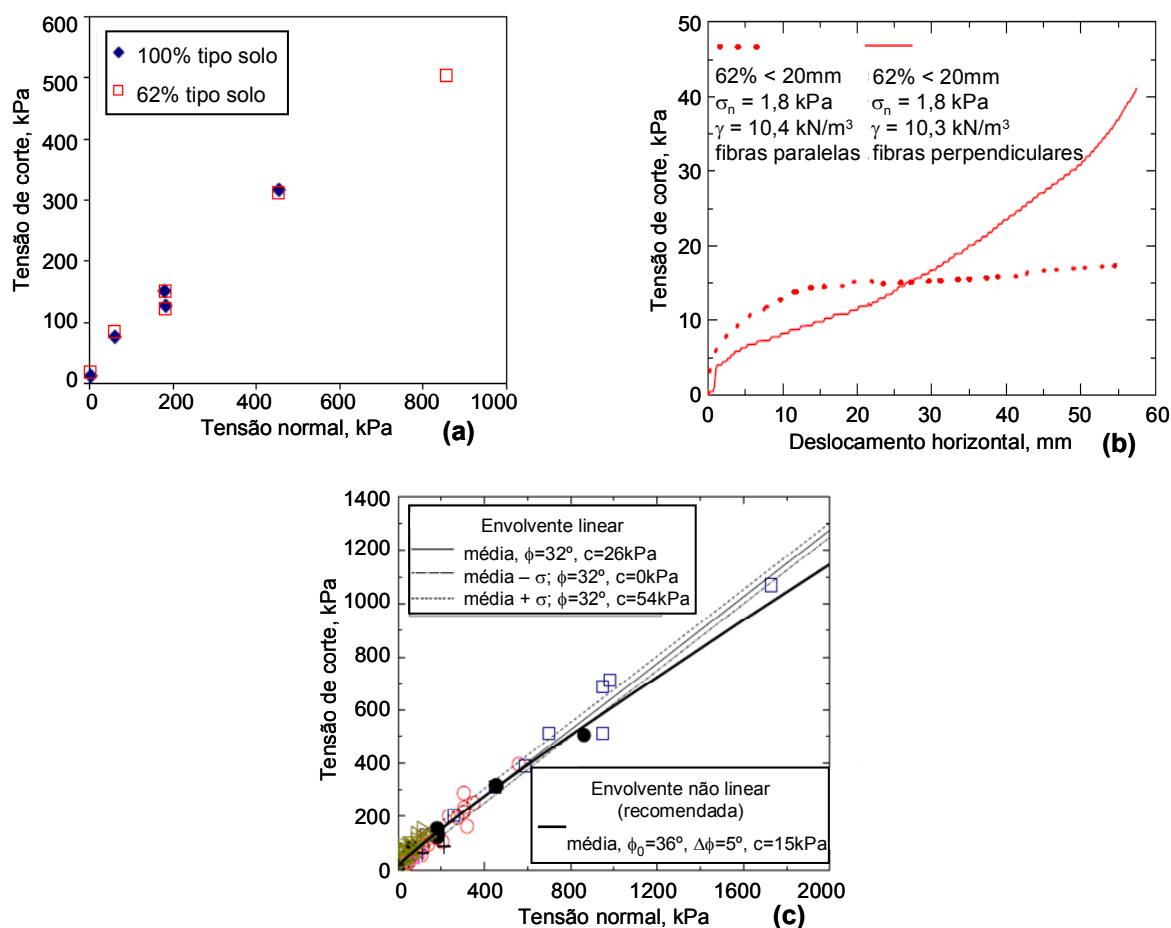


Figura 2.21 – Resultados de ensaios de corte directo (Zeccos, 2005).

A análise conjunta dos resultados obtidos nestas amostras, através do critério de rotura de Mohr-Coulomb tradicional, conduziu a valores de 34 kPa para a coesão e 30° para o ângulo de atrito. Os ensaios realizados nas amostras com as fibras dispostas na perpendicular ao plano de corte forneceram curvas concavas para níveis de deformação mais elevada, denotando uma mobilização da resistência das fibras (Figura 2.21b). O autor verificou ainda uma diminuição na resistência mobilizada para as amostras moldadas com menores pesos volúmcicos, e que o aumento da tensão normal conduz a valores de resistência ao corte mais

elevados, mas a menores ângulos de atrito secantes. A verificação da influência da tensão normal levou o autor a considerar como mais apropriado o uso de uma envolvente de rotura não linear (§ 2.2). Na Figura 2.21c) apresentam-se os resultados obtidos pelo autor e outros publicados relativos a ensaios em caixa de corte *in situ* ou em laboratório, e respectivas envolventes linear e não linear (recomendada por Zeccos, 2005).

### Ensaio de tracção

Com o objectivo de avaliar a resistência à tracção dos elementos fibrosos dos resíduos, Kolsch (1993 e 1995) desenvolveu um equipamento de tracção que permite ensaiar amostras de grandes dimensões ( $3 \times 1 \times 1,5 \text{ m}^3$ ). O autor realizou ensaios em 4 tipo de amostras:  $\text{RSU}_{\text{FO}}$  - resíduos frescos;  $\text{RSU}_{\text{F}}$  - resíduos frescos em que removeu os componentes orgânicos;  $\text{RSU}_{1,5}$  - resíduos sujeitos a 18 meses de pré-tratamento em condições aeróbias; e  $\text{RSU}_5$  - resíduos directos de um aterro com 5 anos de idade. A relação entre a resistência à tracção e a tensão normal (linear) foi descrita pelo autor como ângulo de forças de tracção interno,  $\zeta$  (de modo a adaptarem os resultados a cálculos de estabilidade de taludes, adicionando  $\zeta$  a  $\phi$ ), e a parte que não dependia da tensão normal como coesão. Em alternativa, o autor considera plausível que a resistência à tracção das fibras possa ser expressa em termos globais pela “coesão das fibras”, a qual aumenta com a tensão normal. A Figura 2.22 ilustra o equipamento desenvolvido e os resultados obtidos, sendo possível verificar que as amostras de resíduos frescos apresentam maior resistência à tracção ( $\zeta = 35^\circ$ ) do que as mais antigas ( $\zeta = 14^\circ$ ), o que segundo o autor estará associado à maior quantidade de elementos de maior dimensão, e que a diferença registada entre as duas amostras de resíduos frescos se deve essencialmente às diferenças de teor em água (( $\text{WRSU}_{\text{FO}}=44\%$  e  $\text{WRSU}_{\text{F}}=32\%$ ). Amostras com teor nulo em fibras apresentam valores de  $\zeta$  de  $0^\circ$ . Kolsch verificou ainda que a resistência à tracção não dependia da densidade das amostras, já que as amostras de resíduos antigos, apesar de terem  $\gamma_d$  da ordem de 9 a 11  $\text{kN/m}^3$ , apresentaram menores forças de tracção do que as de resíduos frescos, com  $\gamma_d$  da ordem de 5 a 7  $\text{kN/m}^3$ .

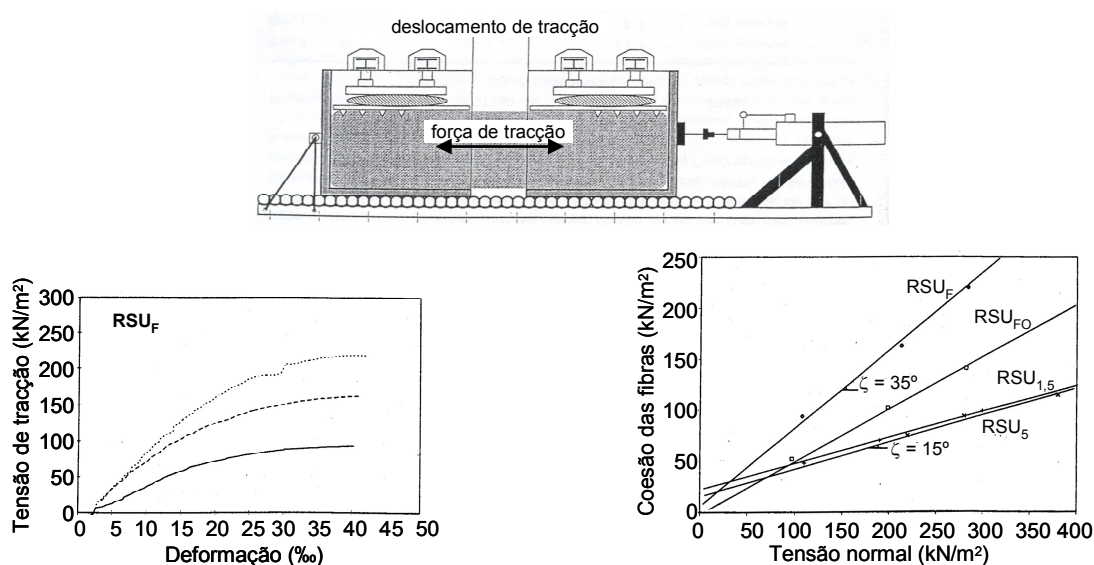


Figura 2.22 – Resultados de ensaios de resistência à tracção (Kolsch, 1995).

### Ensaio triaxiais

Na Figura 2.23 apresentam-se algumas curvas típicas de tensão-deformação obtidas por diferentes autores em ensaios triaxiais (CID) de grande dimensão. Da análise destas curvas, e de várias outras publicadas com idêntico aspecto, Grisolia *et al* (1995b)) destacam o seguinte: i) apesar das cargas aplicadas e dos elevados níveis de deformação induzidos ( $\pm 45\%$ ), não se verificam condições de rotura; ii) todas as curvas apresentam um aspecto similar, isto é, a parte inicial das curvas é praticamente linear e representa o comportamento do material numa fase preliminar, caracterizada por elevada compressibilidade dos RSU; após uma zona de transição, mais ou menos côncava, as curvas tendem novamente para a linearidade (segunda fase), denotando um comportamento do tipo endurecimento; iii) o aumento da tensão de consolidação faz diminuir a deformabilidade inicial e a transição para a “segunda fase” dá-se para menores deformações; iv) a coesão e o ângulo de atrito aumentam para níveis de deformação mais elevados.

A ausência de rotura mesmo para elevados níveis de deformação deve-se, segundo Jessberger & Kockel (1993), à elevada compressibilidade dos RSU em consequência do seu elevado índice de vazios inicial e relativa pequena superfície efectiva de contacto entre partículas. O aumento da tensão de desvio leva à compressão das amostras, expressa por um aumento de  $\varepsilon_a$  e  $\varepsilon_v$  (Figura 2.23). O andamento das curvas  $\varepsilon_a / \varepsilon_v$  indica um aumento da deformação horizontal,  $\varepsilon_r$ , com o aumento de  $\varepsilon_a$ , verificando-se que nas fases iniciais do ensaio  $\varepsilon_r$  é praticamente nulo e  $\varepsilon_a$  aumenta, resultando numa compressão vertical da amostra (diminuição da porosidade). Segundo os autores este comportamento deverá resultar num incremento da área de contacto efectiva entre partículas, pelo que as tensões na superfície das partículas não devem sofrer alterações significativas e, como tal, não é expectável a ocorrência de rotura nas primeiras fases do ensaio. Posteriormente, o aumento da compressão vertical conduz a um aumento de  $\varepsilon_r$ , indicando, provavelmente, um aumento simultâneo das tensões na matriz, não sendo contudo atingido um valor máximo destas até valores de  $\varepsilon_a$  da ordem dos 20% (limite dos ensaios).

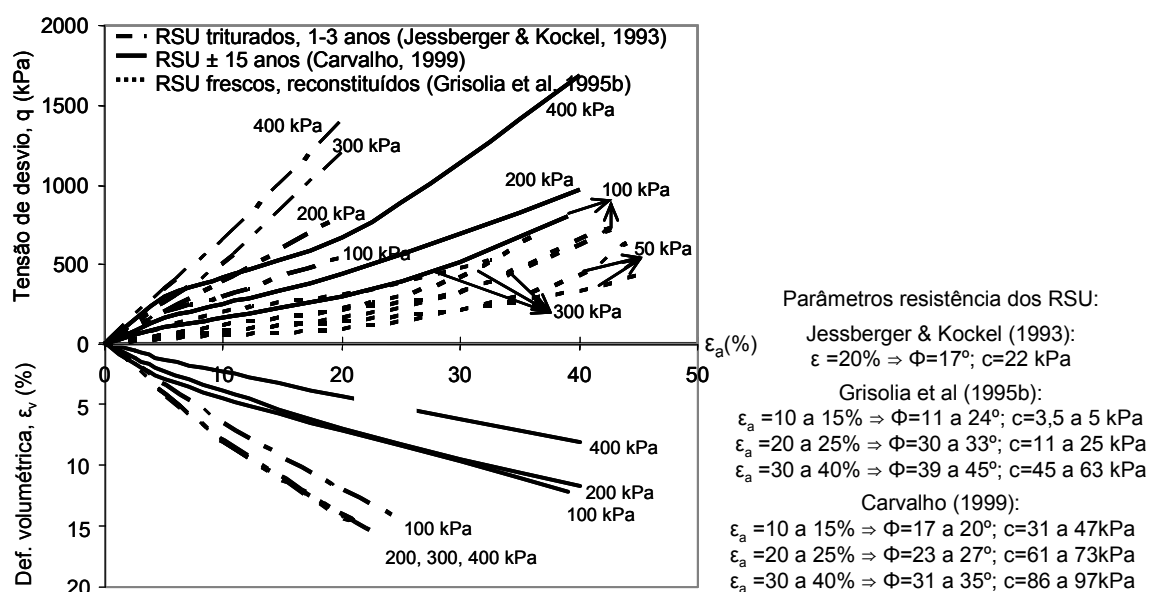


Figura 2.23 – Curvas típicas tensão deformação em ensaios triaxiais.

A diminuição da deformação volumétrica com o aumento da tensão de consolidação em amostras “completas” de RSU (não triturados) tem sido verificada por vários autores (Jessberger & Kockel, 1993; Machado *et al*, 2006a); Carvalho, 1999).

A apresentação de resultados de ensaios triaxiais de RSU através da trajectória das tensões e a representação sobre estas das várias envolventes de resistência (para diferentes níveis de deformação), permite uma melhor visualização dos resultados (Figura 2.24).

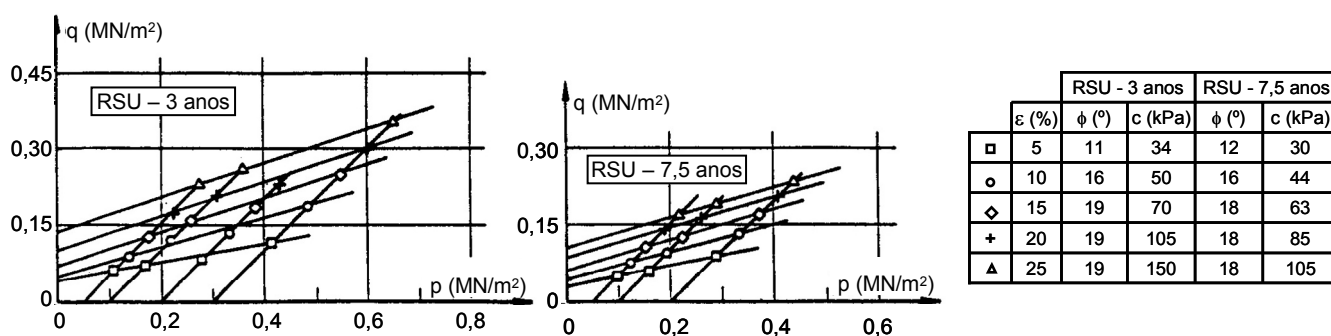


Figura 2.24 – Determinação dos parâmetros de resistência mobilizados para diferentes níveis de deformação (Konig & Jessberger, 1997).

Jessberger *et al* (1995), tentando avaliar o efeito de reforço devido aos elementos fibrosos dos RSU, apresentam resultados de ensaios realizados apenas sobre amostras da matriz base e amostras de RSU completos. Com base nos resultados obtidos consideraram que os elementos fibrosos não influenciam significativamente o comportamento atrítico da matriz base, traduzindo-se essencialmente por uma coesão. A Figura 2.25 ilustra este comportamento, podendo verificar-se que a envolvente de rotura dos RSU (fibras e matriz) é paralela à da matriz.

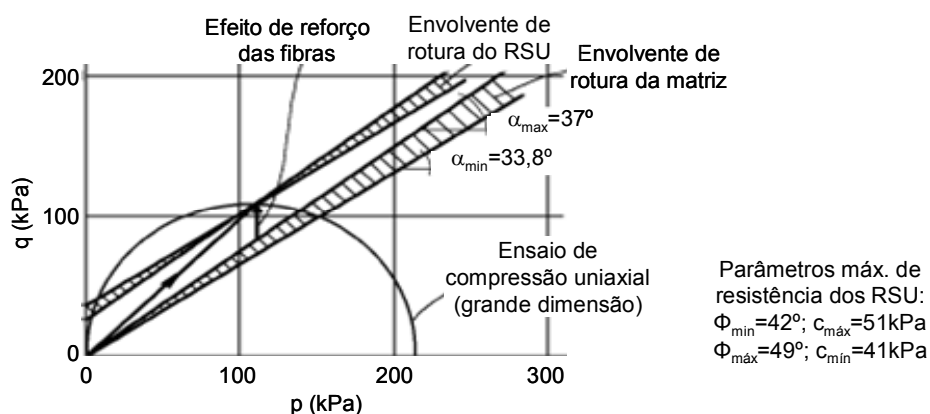


Figura 2.25 – Modelo de rotura de RSU com 1 a 3 anos de idade (Jessberger *et al*, 1995).

A influência e comportamento da estrutura fibrosa dos RSU foi estudada por vários outros autores, referindo-se o trabalho realizado por Kockel & Jessberger (1995, *in* Konig & Jessberger, 1997) em que, partindo de resultados de ensaios triaxiais, estes autores concluíram que a resistência ao corte da matriz base é essencialmente do tipo atrítico, sendo o valor máximo do ângulo de atrito ( $\phi$ ) mobilizado apenas para grandes deformações (cerca de 20%) e pouco influenciado pela presença dos elementos fibrosos. Por seu turno, a resistência ao corte da matriz de reforço depende essencialmente da resistência à tracção dos

elementos “tipo fibra”, definida como “coesão devida à resistência à tracção”. Para que esta coesão seja mobilizada é necessário atingir níveis de deformação superiores a 20%, isto é, níveis superiores aos necessários para mobilizar o valor máximo de  $\phi$  (Figura 2.26). Níveis idênticos de deformação para que se verifique a mobilização da coesão ( $\varepsilon_a > 10\%$ ) e para atingir os valores máximos de ângulo de atrito ( $\varepsilon_a = 20$  a 25%) são reportados por Vilar & Carvalho (2004).

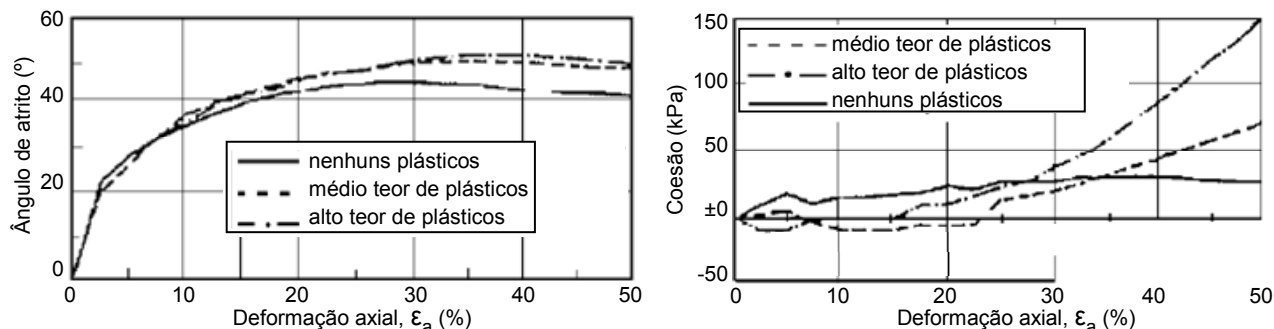


Figura 2.26 – Variação de  $c$  e  $\phi$  em função da deformação axial e do teor em fibras (Kockel & Jessberger, 1995).

Com o mesmo objectivo, Fucale & Jucá (2006) compararam resultados de ensaios de corte directo realizados em amostras da matriz (< 8 mm) de resíduos antigos (12 a 15 anos) e da matriz reforçada com 3,5% de fibras de plástico dos resíduos (5 a 10 mm de largura e 13 a 30 mm de comprimento). Com base nos resultados obtidos (Figura 2.27) os autores verificaram que: i) as amostras não reforçadas atingem um valor máximo de resistência ao corte para deformações da ordem dos 7 a 12% (aumentando com a tensão normal aplicada) seguido de uma ligeira diminuição e estabilização, enquanto as amostras reforçadas evidenciam um aumento da resistência ao corte, sem atingir rotura, até à deformação máxima do ensaio, 20%; ii) apenas para deslocamentos superiores a cerca de 14% é que a resistência das amostras reforçadas supera a da matriz básica (amostras não reforçadas); iii) o nível de deformação necessário para que se inicie a mobilização da resistência das fibras diminui com o aumento da tensão normal.

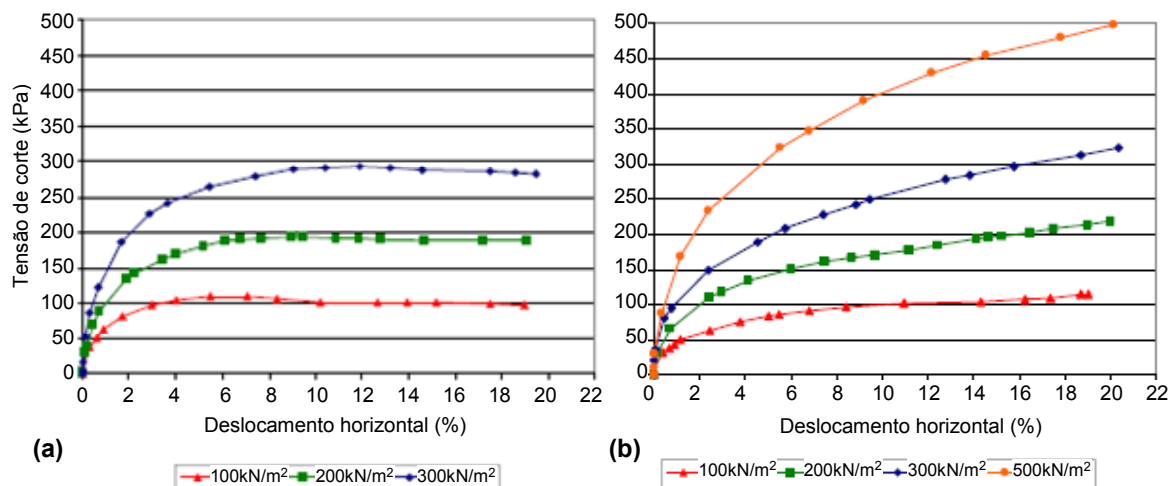


Figura 2.27 – Curvas tensão de corte *versus* deslocamento horizontal: (a) matriz, (b) matriz reforçada (Fucale & Jucá, 2006).

Também Towhata *et al* (2004, in Zeccos, 2005) verificaram o efeito de reforço dos elementos fibrosos ao realizar ensaios triaxiais ( $h=20$  cm,  $\phi=10$  cm) sobre amostras de resíduos orgânicos alemães, com e sem tiras plásticas. As amostras inteiras foram moldadas com pesos volúmico iniciais de 7,4 a 7,7 kN/m<sup>3</sup> e as amostras sem plásticos com pesos volúmcicos de 8,8 kN/m<sup>3</sup>. Em todas as amostras a dimensão máxima das partículas foi de 1 cm. Os resultados obtidos mostram que as amostras inteiras não atingiram a resistência de pico, tendo-se obtido uma relação tensão-deformação linear até ao nível máximo de deformação axial atingido nos ensaios, 20%, enquanto que as amostras sem tiras plásticas mobilizaram a resistência de pico para deformações axiais da ordem dos 15%.

A composição da matriz base é também condicionante do comportamento mecânico dos RSU. O efeito do aumento da quantidade de elementos inertes de reduzida granulometria (por exemplo, cinzas) é expresso no trabalho de Grisolia *et al* (1995a)), onde foram comparados os resultados de ensaios triaxiais realizados em amostras de resíduos frescos “puros” e misturados com diferentes percentagens de cinzas. Os autores verificaram que o aumento da percentagem de cinzas contribui para um aumento da resistência mobilizada para o mesmo nível de deformação (Figura 2.28). Knochenmus *et al* (1998) referem também que o aumento da dimensão máxima das partículas da matriz tende a aumentar o valor do ângulo de atrito para o mesmo nível de deformação.

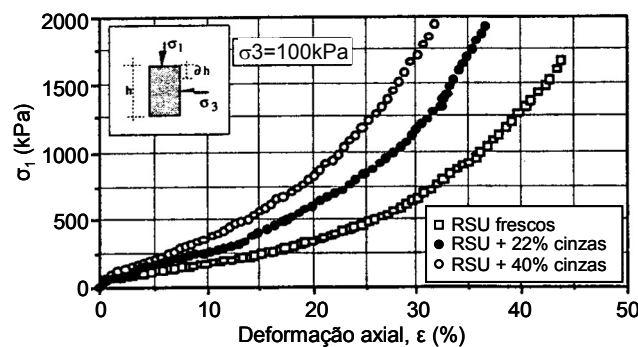


Figura 2.28 – Curvas tensão-deformação de RSU frescos com e sem cinzas (Grisolia *et al*, 1995a)).

Ensaio de laboratório realizados por diversos autores têm demonstrado que a resistência dos RSU é afectada não só pela sua composição inicial (matriz base + matriz de reforço), mas também por uma série de outros factores variáveis no tempo, tais como: a idade dos resíduos, os teores em água e em matéria orgânica, o grau de compactação e a granulometria.

Brandl (1995) demonstrou que o ângulo de atrito de resíduos compactos é significativamente maior do que o de resíduos pouco ou nada compactados, sendo este comportamento mais nítido para baixos níveis de deformação. Thomas *et al* (1999) comparando resultados de ensaios em caixas de corte de grande dimensão realizados sobre amostras com diferentes pesos volúmcicos iniciais, verificaram também um aumento da resistência ao corte nas amostras mais compactas. Uma relação directa entre o aumento da densidade e os parâmetros de resistência ao corte não foram porém verificados por Carvalho (1999) que realizou ensaios triaxiais de grande dimensão ( $\phi=15$  cm,  $h=30$ cm) em amostras do mesmo resíduo moldadas com o teor em água natural e diferentes pesos volúmcicos (Figura 2.29). A compilação de valores de  $c$  em função de  $\phi$  com indicação do respectivo peso volúmcico (Figura 2.30), elaborada por Jessberger



(1990, *in* Gonzalez, 1995) a partir de valores publicados, parece também não revelar uma relação directa entre estes parâmetros e o peso volúmico dos resíduos.

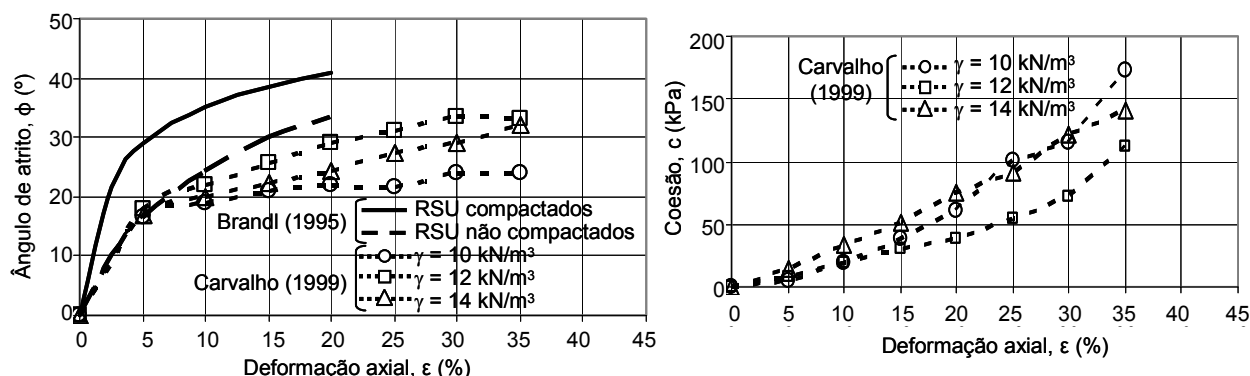


Figura 2.29 – Influência do peso volúmico nos parâmetros de resistência ao corte.

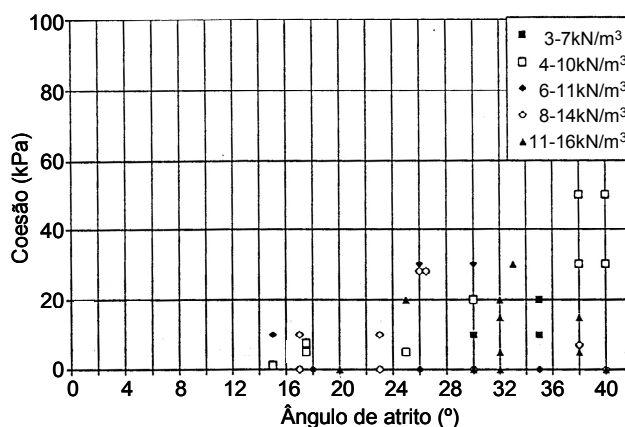


Figura 2.30 - Variação dos parâmetros de resistência ao corte em função do peso volúmico (Jessberger, 1990).

Caso se considere válido o princípio do aumento dos parâmetros de corte com a densidade, a resistência dos resíduos deveria aumentar com a idade, em consequência do aumento da densidade destes com o passar do tempo. Não obstante, o avançar dos processos de biodecomposição tenderão, em princípio, a contribuir para um efeito contrário, isto é, para uma diminuição da resistência dos RSU (Knochenmus *et al*, 1998).

Na verdade a influência da idade dos RSU no seu comportamento mecânico tem sido objecto de análise a partir de vários trabalhos experimentais realizados com este fim, contudo os resultados publicados não são conclusivos, sendo aliás por vezes contraditórios. De acordo com a Figura 2.24 parece haver uma diminuição da resistência mobilizada com o avançar da idade dos resíduos, que se traduziria, quer numa diminuição da coesão, quer do ângulo de atrito, apesar de menos nítida neste último caso. Comportamento similar foi registado por Landva & Clark (1990) ao ensaiar, em caixas de corte de grande dimensão, amostras do mesmo aterro (Blackfoot) com 1 ano de diferença (Figura 2.18). Os resultados obtidos sugerem uma redução dos dois parâmetros de corte com o avançar da idade ( $c$  de 19 para 16 kPa;  $\phi$  de 39° para 33°). Segundo Gabr *et al* (2007, *in* Vilar *et al*, 2007) a redução dos valores do ângulo de atrito com o avançar da idade dos RSU poderá estar associada ao aumento do conteúdo em plásticos e à diminuição da

relação  $(C+H)/L$  (§ 1.5.5), características que expressam o avançar dos processos de decomposição. Gay *et al* (1981) e Landva *et al* (1984, *in* Knochemus *et al*, 1998), a partir de ensaios de corte directo, verificaram também uma diminuição nos valores da coesão com o avançar da idade dos RSU, mas um aumento do ângulo de atrito. Este comportamento (aumento do ângulo de atrito e diminuição da coesão com o avançar da idade) coincide com o verificado por Machado *et al* (2006a)) através da realização de ensaios triaxiais (CDI) em amostras de resíduos frescos e com 4 anos, colhidas no aterro de Salvador (Figura 2.31). Os autores observaram que o avançar da idade dos resíduos conduzia a uma diminuição da fracção de plásticos e de papel/cartão identificáveis visualmente e a um aumento da fracção pastosa, caracterizada por um teor em matéria orgânica menor comparativamente ao da fracção pastosa dos resíduos frescos. O aumento da fracção pastosa está associado à incorporação de solos, provenientes das coberturas, e de outros materiais como plásticos, papel/cartão, entre outros, que sofrem redução granulométrica devido aos processos de decomposição. As curvas tensão-deformação obtidas evidenciam diferenças de comportamento mais significativas para maiores tensões de confinamento (ligeira para 100 kPa e nítida para 200 kPa).

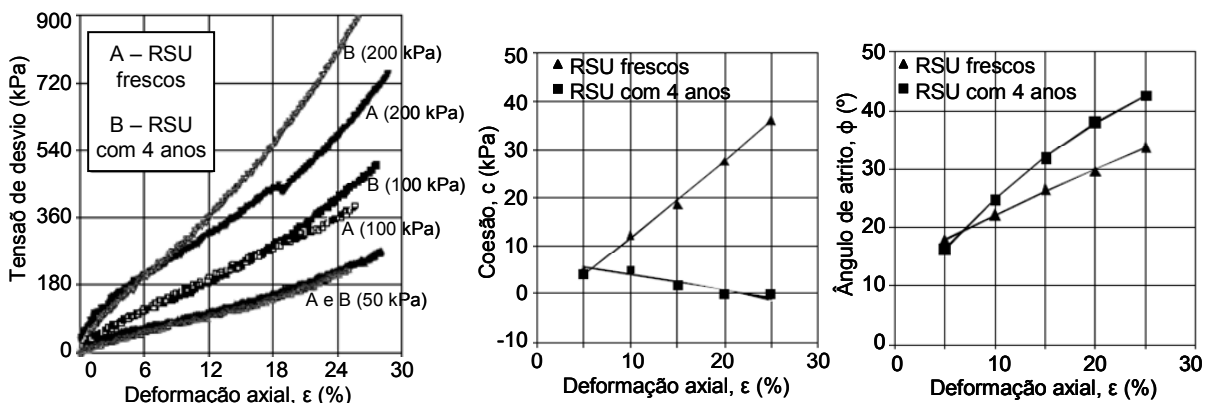


Figura 2.31 - Ensaios triaxiais em RSU de diferentes idades (Machado *et al*, 2006a)).

Acresce que os resultados de ensaios triaxiais apresentados por Kockel (1995, *in* König & Jesserger, 1997), não sendo conclusivos, sugerem que o efeito da idade dos resíduos no aumento ou diminuição da resistência ao corte dos RSU não está ainda comprovada (Figura 2.32), podendo, no máximo, indiciar um aumento da coesão e ângulo de atrito com o avançar da idade, excepto para amostras muito antigas.

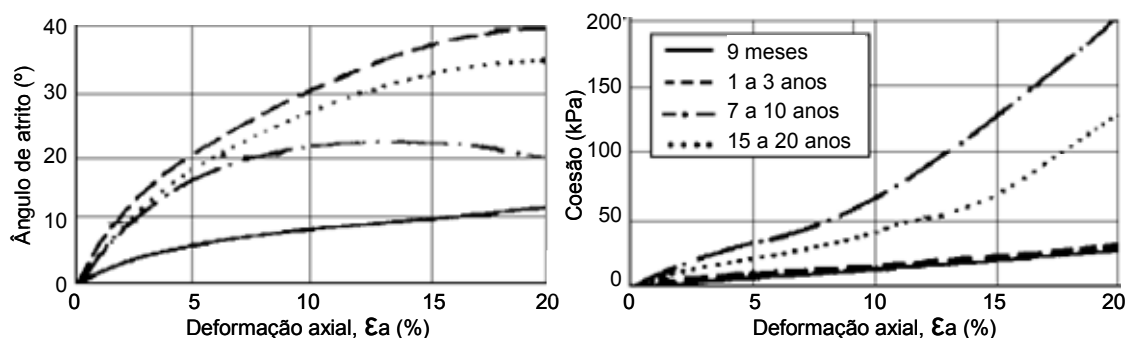


Figura 2.32 - Variação da resistência ao corte dos RSU com a idade (Kockel, 1995).

Segundo Gabr & Valero (1995) a influência do teor em água em RSU com reduzida componente de elementos fibrosos é significativa, contribuindo o seu aumento para uma diminuição da resistência (Figura 2.33). Os resultados apresentados pelos autores referem-se a ensaios triaxiais não drenados realizados sobre amostras de resíduos antigos (15 a 30 anos).

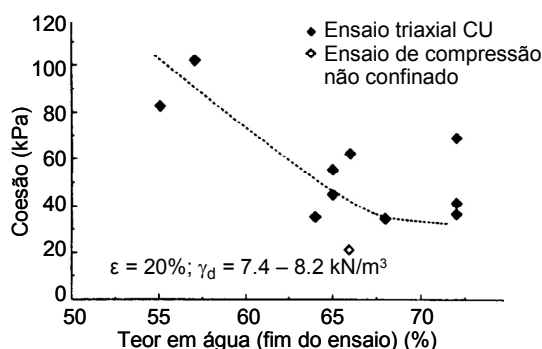


Figura 2.33 – Variação da coesão em função do teor em água (Gabr & Valero, 1995).

Para finalizar apresenta-se o trabalho de Zeccos (2005) que realizou 27 ensaios triaxiais sobre amostras do aterro de Tri-Cities (Califórnia) preparadas com diferentes composições: 100% de material < 20 mm ("tipo solo"), e com percentagens crescentes de material < 20 mm misturado com elementos maiores do que 20 mm (papéis, têxteis, plásticos, cascalho e madeira). O autor verificou que a resistência de pico apenas foi atingida em algumas das amostras constituídas na totalidade por material < 20 mm (para deformações axiais de 20 a 30%), as quais evidenciaram maiores deformações radiais, em particular, na zona central da amostra. O aumento do teor em fibras (material > 20 mm) conduziu a uma diminuição do peso volúmico das amostras e da sua rigidez, para baixos níveis de deformação, e a um aumento da concavidade das curvas, ou seja, da resistência mobilizada para níveis de deformação mais elevados (Figura 2.34a).

Para avaliar a influência do nível de deformação crítica na determinação dos parâmetros de resistência ao corte a partir de ensaios triaxiais, considerando a trajectória de tensões do ensaio, o autor comparou os valores de ângulo de atrito (impondo  $c=0$  kPa) obtidos para níveis limite de deformação axial correspondentes a 5 e 10% a partir de estados de tensão correspondentes a  $K$  (razão entre as tensões efectivas horizontal e vertical) de 1, 0,6 e 0,3 (Figura 2.34b). Os resultados obtidos permitiram verificar o seguinte: para um dado nível de deformação, consoante  $K$  decresce, o valor do ângulo de atrito e a resistência mobilizada aumentam; para um dado  $K$ , consoante o nível de deformação aumenta, a resistência mobilizada também aumenta; a dispersão de resultados diminui com o aumento do nível de deformação e com a diminuição de  $K$  (por exemplo, os coeficientes de correlação obtidos para os valores de  $\phi$  determinados para níveis de deformação de 5% e de 10% a partir de  $K=0,3$ , foram, respectivamente de 0,95 e 0,96; os correspondentes valores de  $\phi$  foram de  $42^\circ$  (Figura 2.34c)) e  $48^\circ$ ).

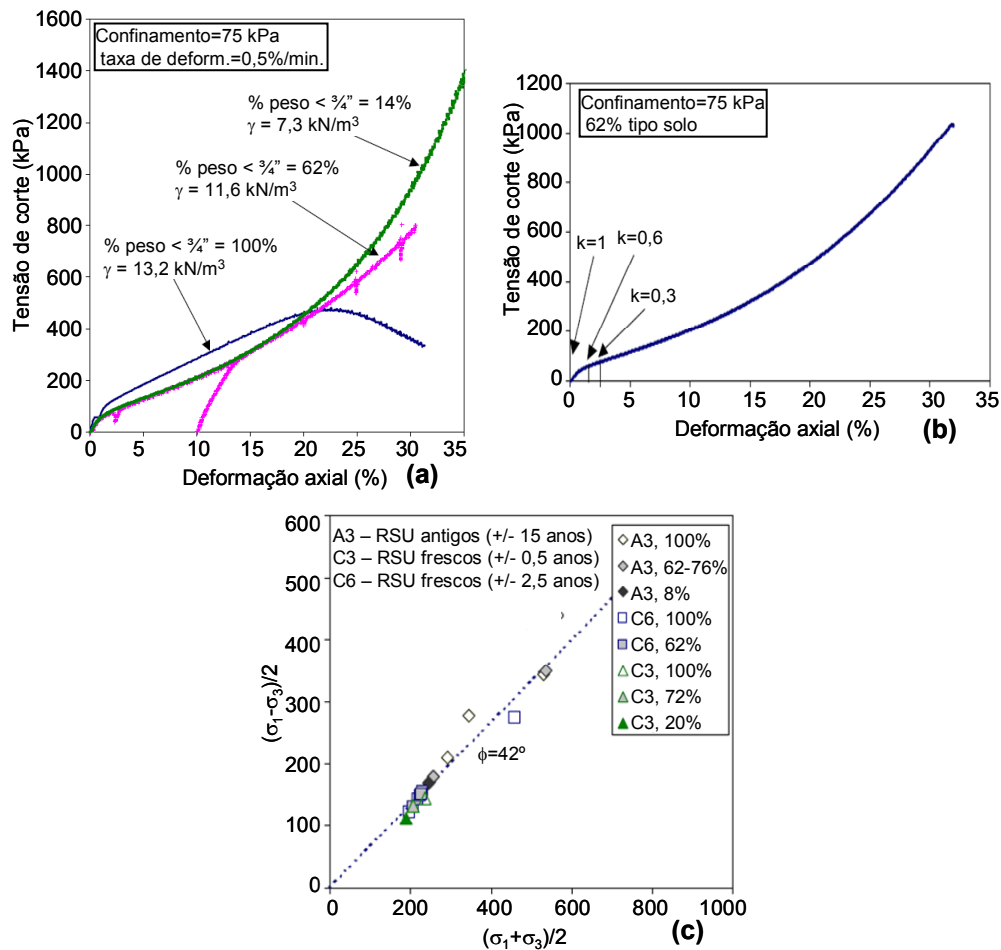


Figura 2.34 – Resultados de ensaios triaxiais em diferentes tipos de RSU (Zeccos, 2005).

Estas observações levaram o autor a concluir que a interpretação de resultados de ensaios triaxiais considerando as condições de tensões *in situ* dos resíduos e a trajetória de tensões em laboratório, conduz a reduções significativas na dispersão dos valores obtidos, pelo que o critério de determinação dos parâmetros de corte com base apenas num critério de deformação (partindo de condições isotrópicas,  $K=1$ ) conduz à subavaliação da resistência dos resíduos e não representa o seu comportamento real *in situ*. Com base neste princípio, o autor considera que qualquer critério de resistência dependente do nível de deformação deve iniciar-se, no mínimo, para condições equivalentes às de campo, ou seja, para  $K \approx K_0$ . Segundo Zeccos, o melhor ajuste é obtido para uma deformação axial correspondente a um  $K$  da ordem de 0,3 acrescida de 5% de deformação,  $\epsilon_a = \epsilon_{a\ K=0,3} + 5\%$  (§ 2.2), enquanto os valores determinados para níveis de deformação correspondentes a  $\epsilon_a = \epsilon_{a\ K=0,6} + 5\%$  serão mais conservativos e podem ser considerados como correspondentes ao limite inferior.

O autor verificou ainda a influência da tensão de confinamento na resistência mobilizada, através de ensaios realizados sobre o mesmo tipo de material, tendo verificado que a resistência global aumenta, mas os valores de ângulo de atrito mobilizado diminuem (Figura 2.35). Os valores de ângulo de atrito obtidos pelo autor foram determinados para níveis de deformação correspondentes a  $\epsilon_a = \epsilon_{a\ K=0,3} + 5\%$  e considerando uma envolvente de rotura não linear (§ 2.2).

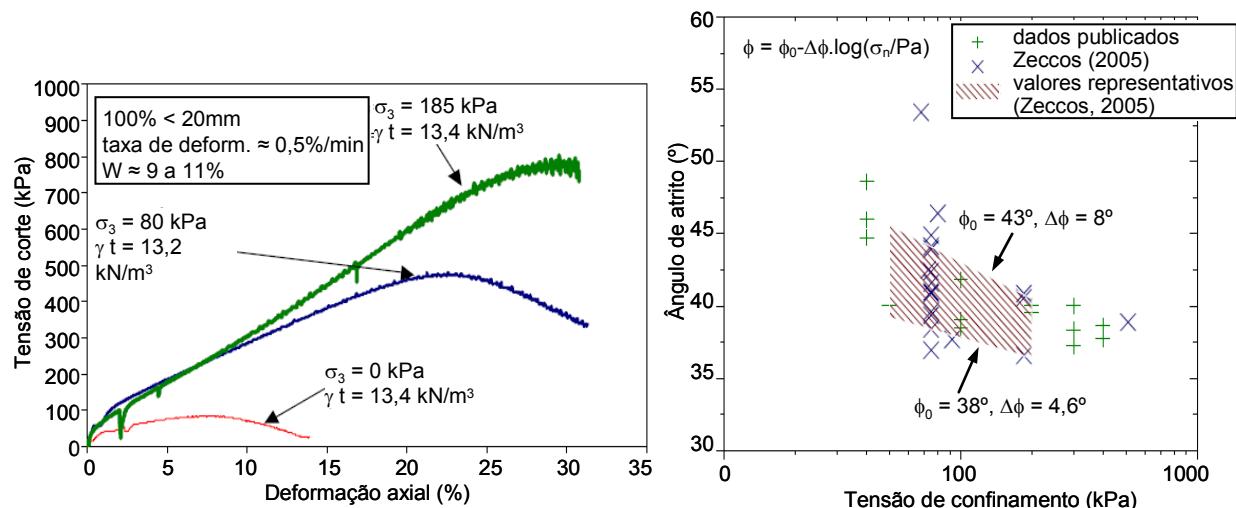


Figura 2.35 – Resultados de ensaios triaxiais realizados sobre o mesmo tipo de RSU (Zeccos, 2005).

### Ensaio em centrífuga

Para concluir a caracterização mecânica de RSU em laboratório referem-se alguns ensaios feitos em centrífugas. Jessberger, Kockel e outros (Jessberger & Kockel, 1993; Jessberger *et al*, 1995; Kockel, 1995; e Kockel *et al*, 1997), com o objectivo de analisar o comportamento deformacional e de rotura de taludes de aterros sanitários, realizaram uma série de ensaios em modelo centrífugo. Jessberger *et al* (1995) apresentam resultados de modelos construídos com distintas inclinações de taludes (90°, 80°, 65° e 30°), utilizando resíduos triturados ( $\phi_{\text{máx}} < 16$  mm) obtidos a partir de amostras integrais de RSU com 1 a 3 anos provenientes de um aterro sanitário. A representatividade do material usado, em termos de comportamento tensão-deformação, foi previamente testada através da comparação de resultados de ensaios triaxiais e edométricos realizados sobre os resíduos integrais e triturados. Os ensaios foram inicialmente realizados com níveis de aceleração de 1g até 50g (aplicados em escalões de 10g), simulando taludes com 15 a 20 m de altura. Durante os ensaios em taludes verticais registaram-se elevados níveis de deformação, horizontal e vertical. Com níveis de aceleração de 50g, o talude vertical começou a inclinar para fora e surgiram fendas de tracção verticais no topo deste, indicando que a resistência à tracção dos resíduos tinha sido ultrapassada. Contudo, a rotura global do talude, abrangendo a zona enfraquecida dos resíduos pelas fendas de tracção e mantendo-se estável a zona do pé do talude (Figura 2.36a), só ocorreu para níveis de aceleração de 60g, equivalente a um talude vertical com mais de 20 m de altura. Nos taludes com inclinação inferior a 90° não foi possível observar a formação de fendas de tracção ou roturas, verificando-se que as deformações horizontais tendiam a diminuir consoante diminuía a inclinação do talude (Figura 2.36b), tendo o modelo com talude a 30° sofrido basicamente apenas deformações verticais. Os autores consideraram que a rotura pelo corpo de resíduos poderia ser condicionante apenas para casos de taludes muito altos e inclinados ou quando sujeitos a carregamento.

Com o objectivo de analisar o comportamento de taludes de resíduos muito inclinados sujeitos a carregamento, Kockel (1995, *in* Kockel *et al*, 1997) construiu um modelo de 0,2 m de altura com 75° de inclinação (Figura 2.36c) que ensaiou a 50g (simulando um altura de talude de 10 m). Durante o ensaio foi

aplicada uma carga crescente na crista do talude ( $p=0$  a  $310$  kPa) e registadas as deformações. Com base nos resultados obtidos o autor concluiu que: i) o talude era estável sob o peso próprio ( $p=0$  kPa); ii) com o aumento da carga aplicada verificaram-se elevadas deformações, horizontais e verticais, sem se verificar a rotura do talude (o bloco de aplicação de carga penetrou no talude); iii) quando atingida a pressão limite ( $p=310$  kPa) desenvolveu-se um plano de rotura similar ao dos solos que abrangeu a altura total de resíduos; iv) o valor da pressão limite aplicada aumenta para modelos construídos com resíduos com maior teor em plásticos ou elementos de reforço.

Com base nestas experiências os autores concluem que os resíduos apresentam elevada resistência, mas que necessitam de elevado grau de deformabilidade para a mobilizar e que, quando atingem a rotura, a superfície de corte resultante é similar à dos solos, pelo que a análise da rotura de taludes de RSU pode ser efectuada de acordo com o critério de rotura de Mohr-Coulomb. Porém, realçam que as análises de estabilidade devem ser realizadas tendo em consideração as características específicas de tensão-deformação dos RSU, pelo que se podem usar métodos correntes de análise de estabilidade de taludes em solos mas não critérios de rotura para a determinação dos parâmetros resistentes (como é usual nos solos), já que estes implicam elevados níveis de deformação dos RSU. Estes devem ser determinados por critérios de deformação, ou seja, em que os parâmetros de corte são dependentes do nível de deformação ( $c_{\epsilon_1}$  e  $\phi_{\epsilon_1}$ ).

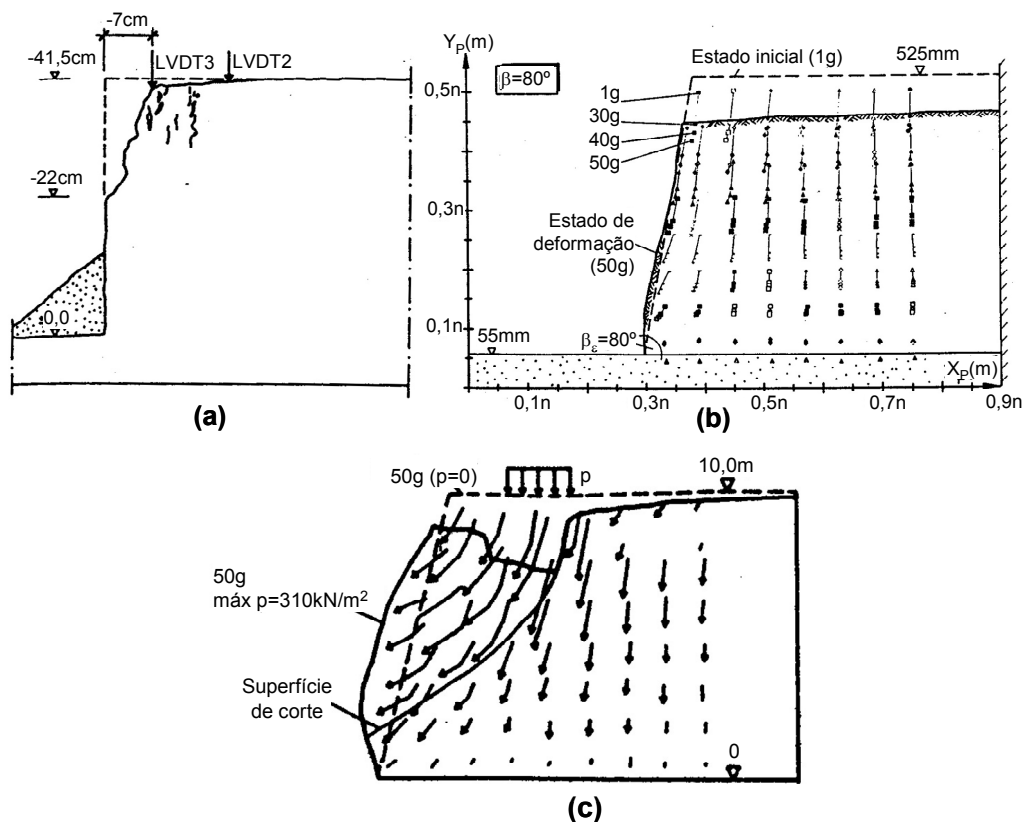


Figura 2.36 – Ensaio em modelo centrífugo: (a) talude a  $90^\circ$  (Jessberger & Kockel, 1993); (b) talude a  $80^\circ$  (Jessberger *et al*, 1995); (c) talude a  $75^\circ$  com sobrecarga na crista (Kockel, 1995).

### 2.3.4 Comentários

Do exposto anteriormente realça-se que os parâmetros de resistência ao corte de RSU são usualmente determinados a partir de ensaios de laboratório de grande dimensão (triaxiais e corte directo), ensaios *in situ* (SPT, DPSH, CPT e corte directo) ou retro-análises feitas a partir do registo de dados de campo (observação do comportamento de aterros de resíduos durante sismos, instrumentação de algumas destas estruturas, aterros experimentais, casos reais de rotura ou de deformações excessivas, e ensaios *in situ* como ensaios de carga em placa).

As principais limitações associadas aos ensaios de laboratório prendem-se com a representatividade das amostras (em particular a sua composição, a grande dimensão das partículas e o carácter multifásico dos RSU), com a ausência de normalização específica para a preparação das amostras e para a execução dos ensaios, e com a necessidade de desenvolver equipamentos específicos de grande dimensão. Por outro lado, os valores obtidos por retro-análise devem ser analisados de forma cuidada, quer porque existem inúmeras combinações de  $c$  e  $\phi$  que satisfazem as condições de equilíbrio (1 equação a 2 incógnitas), quer porque os dados de campo raramente correspondem a condições de rotura (e quando existente, por regra a rotura não abrange apenas os RSU). Quanto aos ensaios *in situ*, as suas principais limitações devem-se à representatividade do meio, devida à pequena dimensão da maior parte dos equipamentos correntes (SPT, CPT, DPSH, corte rotativo) face à dimensão das partículas e heterogeneidade do meio, e ainda pela ausência de correlações aferidas para os RSU, o que faz com os valores apresentados sejam, frequentemente, definidos com base nas correlações existentes para solos, considerando o material como puramente coesivo ou puramente atrítico. Segundo Sánchez-Alciturri *et al.* (1993a)) este procedimento é válido para os solos em que há fundamentos para assumir um dos dois comportamentos, mas não para os RSU.

O conjunto das limitações indicadas, acrescido do carácter evolutivo dos RSU e da variabilidade das suas características de aterro para aterro, justifica a grande dispersão dos valores publicados, como se pode constatar pela análise do Quadro 2.3 e da Figura 2.37 (os valores indicados na figura com  $\phi=0$  referem-se a ensaios não consolidados e não drenados). Apesar de se ter tornado usual reportar os valores de resistência ao corte dos resíduos em gráficos  $c$ - $\phi$ , salienta-se que a análise comparativa destes gráficos deve ser efectuada de forma muito cuidada já que, por regra, os valores representados correspondem a diferentes composições e idades de resíduos, e a distintas metodologias de determinação (ensaios ou retro-análises e distintos critérios de rotura, sendo frequente a ausência de informação sobre os níveis de deformação associados).

Quadro 2.3 – Valores dos parâmetros de resistência de resíduos sólidos urbanos.

Fonte	Parâmetros $\phi'$ (°); $c'$ (kPa)	Tipo de resíduos e métodos de ensaio	Observações
<i>IN SITU</i>			
Richardson e Reynolds (1991) <sup>a)</sup>	$\phi = 18$ a $43$ $c = 10$	Corte directo de grande dimensão	$\gamma = 15 \text{ kN/m}^3$ $\sigma_n = 14$ a $38 \text{ kPa}$
Withiam <i>et al</i> (1995)	$\phi = 30$ ; $c = 10$	Corte directo de grande dimensão	$\sigma_n = 0$ a $21 \text{ kPa}$
Houston <i>et al</i> (1995)	$\phi = 33$ a $35$ ; $c = 5$	Corte directo de grande dimensão	Determinados para tensão de pico
Mazzucato <i>et al</i> (1999)	$\phi = 17$ ; $c = 22$ <sup>(1)</sup> $\phi = 18$ ; $c = 24$ <sup>(2)</sup>	Corte directo de grande dimensão	<sup>(1)</sup> amostra reconstituída <sup>(2)</sup> amostra “intacta”
Caicedo <i>et al</i> (2002a))	$\phi = 23$ ; $c = 78$	Corte directo de grande dimensão	$\sigma_n = 6$ a $117 \text{ kPa}$
Caicedo <i>et al</i> (2002b))	$\phi = 35$ ; $c = 36$ <sup>(3)</sup> $\phi = 22$ ; $c = 72$ <sup>(4)</sup>	Presso-ficómetro	<sup>(3)</sup> à superfície <sup>(4)</sup> a $8 \text{ m}$ de profundidade
<i>RETRO-ANÁLISES</i>			
Oweis (1985) <sup>b)</sup>	$\phi = 26$ ; $c = 0$ $\phi = 10$ , $c = 48$	Ensaio de carga	Limite inferior da resistência, sem haver rotura, $\sigma_n$ baixa, $\gamma \approx 7 \text{ kN/m}^3$
Singh e Murphy (1990)	$\phi = 25$ a $36$ $c = 75$ a $110$	Ensaio de carga e observação do comportamento de vários aterros	Valores recomendados
Pagotto & Rimoldi (1987) <sup>a)</sup>	$\phi = 22$ , $c = 29$	Ensaio de carga em placa	-
Benvenuto & Cunha (1991) <sup>d)</sup>	$\phi=22$ ; $c=13,5$	Escorregamento (A.S. de São Paulo)	$\gamma = 10$ a $13 \text{ kN/m}^3$
Cowland <i>et al</i> (1993)	$\phi=25$ ; $c=10$	Taludes de trincheira profunda	-
Kavazanjian <i>et al.</i> (1995)	$\phi = 29$ a $38$ $c=5$ (estimado)	Taludes estáveis de 4 aterros	Bishop Modificado, idade RSU>15 anos; FS=1,2;
Koda (1998)	$\phi = 26$ ; $c = 20$ $\phi = 20$ ; $c = 150$	Escorregamento (A.S. na Polónia)	RSU antigos RSU recentes
Eid <i>et al</i> (2000)	$\phi = 35$ ; $c = 40$	Escorregamento (A.S. em Ohio)	$\gamma = 10,2 \text{ kN/m}^3$
<i>LABORATÓRIO</i>			
Landva & Clark (1990)	$\phi = 24$ ; $c = 22$ a $\phi = 39$ ; $c = 19$	Corte directo de grande dimensão	$\sigma_n$ 15 a $480 \text{ kPa}$
Jessberger & Kockel (1991) <sup>b)</sup>	$\phi = 17$ ; $c = 22$	Ensaio triaxial (grande dimensão) CD	RSU antigos, $\epsilon_a = 20\%$
Grisolia <i>et al</i> (1991) <sup>b)</sup>	$\phi = 17$ ; $c = 10$ $\phi = 42$ ; $c = 22$	Ensaio triaxial (grande dimensão) CD	RSU reconstituídos, $\epsilon_a = 20\%$ RSU reconstituídos, $\epsilon_a = 35\%$
Howland & Landva (1992) <sup>e)</sup>	$\phi = 33$ ; $c = 17$	Corte directo	RSU com 10 a 15 anos; $\sigma_n < 580 \text{ kPa}$
Brandl (1995) <sup>c)</sup>	$\phi=27$ a $38$ ; $c=0$ $\phi_{\max}=36$ a $42$ ; $c=0$	Triaxiais	Determinado para $\epsilon_a$ de 20%
Kockel & Jessberger (1995)	$\phi_{\max} = 42$ a $49$ $c_{\max} = 41$ a $51$	Triaxiais de grande dimensão (CD)	RSU com 1 a 3 anos; determinado para $\epsilon_a$ máximo
Gabr & Valero (1995)	$\phi = 34$ ; $c = 16,8$	Triaxiais (CU)	RSU antigos; $\gamma_d = 7,4$ a $8,2 \text{ kN/m}^3$ ; $\epsilon_a = 20\%$
Grisolia & Napoleoni (1996)	$\phi = 22$ ; $c \approx 0$	Triaxiais (CD)	RSU reconstituídos, $\epsilon_a = 10\text{-}15\%$



Quadro 2.3 – Valores dos parâmetros de resistência de resíduos sólidos urbanos (continuação).

Fonte	Parâmetros $\phi'$ (°); $c'$ (kPa)	Tipo de resíduos e métodos de ensaio	Observações
Carvalho (1999)	$\phi = 17$ a $29$ $c = 27$ a $60$	Triaxiais de grande dimensão (CD)	RSU antigos; $\phi$ e $c$ determinados para deformações de 20%
Kavazanjian <i>et al</i> (1999)	$\phi = 31$ ; $c = 43$	Corte directo de grande dimensão	$\phi$ e $c$ determinados para deformações de 10%
Caicedo <i>et al</i> (2002b))	$\phi = 14$ ; $c = 45$	Triaxiais (CU)	$\phi$ e $c$ determinados para deformações de 15%
Caicedo <i>et al</i> (2002b))	$\phi = 24$ ; $c = 26$	Corte directo de grande dimensão	-
Zeccos (2005)	$\phi = 30$ ; $c = 34$	Corte directo de grande dimensão	$\sigma_n$ entre 50 e 600 kPa; determinados para deformações de 55mm ( $\pm 18\%$ )
Zeccos (2005)	$\phi = 39$ ; $c = 0$	Triaxiais de grande dimensão (CD)	$\phi$ e $c$ determinados para deformações de 5% a partir de $k=0,3$

<sup>a)</sup> in Kavazanjian *et al.* (1995); <sup>b)</sup> in Gonzalez (1995); <sup>c)</sup> in Manassero *et al.* (1996); <sup>d)</sup> in Carvalho (1999); <sup>e)</sup> in Boscov (2006)

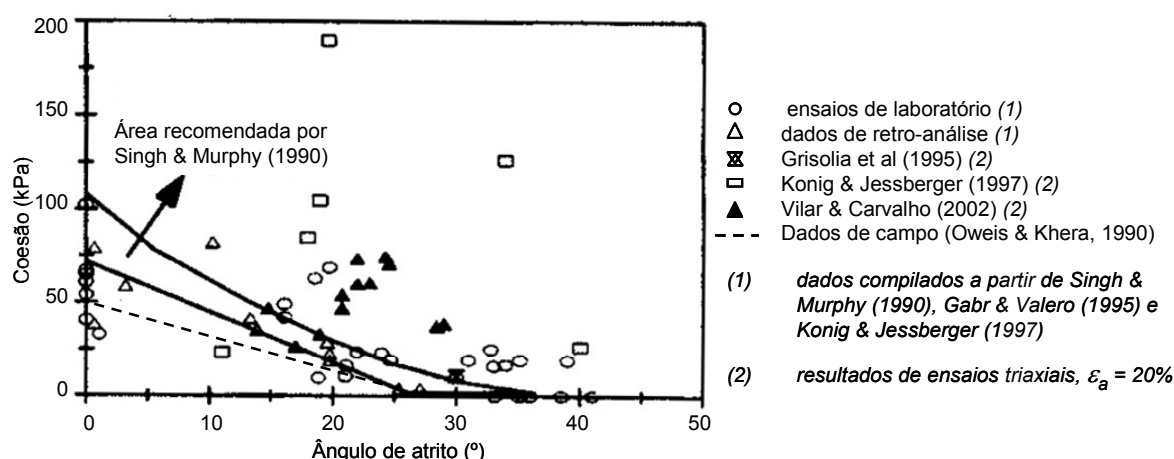


Figura 2.37 – Valores de  $c$  e  $\phi$  determinados por vários métodos (adaptado a partir de Kockel & Jessberger, 1995 e Vilar & Carvalho, 2002).

Apesar das limitações indicadas, a compilação e análise de valores de  $c$  e  $\phi$  obtidos por diferentes métodos tem sido feita por vários autores, com o objectivo de propor gamas de valores recomendados para projecto. Para além de Singh & Murphy (1990), os primeiros a propor uma faixa de valores a usar em projecto (representada na Figura 2.37), outras propostas merecem destaque, como a apresentada na Figura 2.38 (Sánchez-Alciturri *et al*, 1993a)). Estes autores verificaram que: em termos gerais, os valores de  $\phi$  obtidos através de ensaios de laboratório são mais elevados (geralmente entre  $25^\circ$  e  $35^\circ$  e não inferiores a  $17^\circ$ , em condições drenadas) e os valores de  $c$  apresentam grande dispersão, mas são por regra inferiores a 30 kPa; os resultados obtidos através de dados de campo são divergentes para baixos valores de  $\phi$  correspondendo, para valores superiores a  $15^\circ$ , ao limite inferior obtido a partir de ensaios de laboratório.

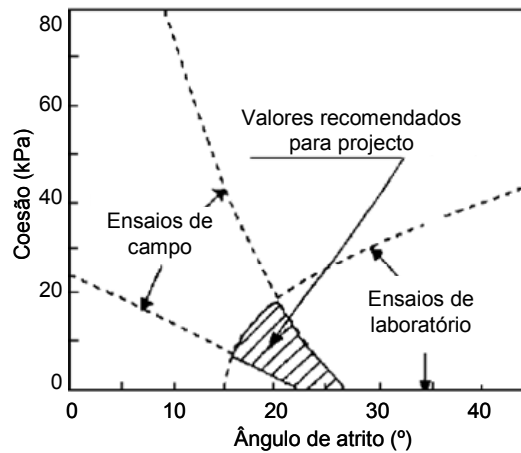


Figura 2.38 – Valores de  $c$  e  $\phi$  recomendados para projecto (Sánchez-Alciturri *et al*, 1993a)).

Gabr & Valero (1995), analisando uma série de dados publicados, verificaram que os valores do ângulo de atrito determinados a partir de ensaios de laboratório são, em geral, bastante superiores aos obtidos através de retro-análises (cerca de  $10^\circ$  ou mais), enquanto que com os valores da coesão se verifica o oposto.

A análise dos dados apresentados por Sánchez-Alciturri (1993a)), acrescida dos obtidos por retro-análise no aterro de Meruelo (estabilidade de taludes por método de Bishop), levaram Gonzalez (1995) a concluir que a resistência ao corte dos resíduos é melhor representada através de um comportamento coesivo-friccional ( $c-\phi$ ), conduzindo as interpretações em termos de comportamento não drenado ( $\phi=0$ ) a valores demasiado elevados de  $c_u$ .

Tendo por base o resumo dos trabalhos publicados apresentado neste capítulo, fazem-se de seguida algumas observações sobre o comportamento de tensão-deformação dos resíduos.

- A resistência ao corte dos RSU é condicionada primeiramente pela natureza friccional dos resíduos. Os RSU apresentam também uma componente de resistência “coesiva”, devida à presença de elementos fibrosos, que é de difícil quantificação e cujo mecanismo de reforço não é ainda bem conhecido. Este comportamento é suportado, por exemplo, pela observação de taludes verticais de altura significativa que se mantêm estáveis por longos períodos de tempo (por exemplo, Singh & Murphy, 1990; Kavazanjian *et al* 1995; Eid *et al*, 2000).
- Os resultados em termos de tensão-deformação obtidos por ensaios de corte directo ou corte simples, em laboratório ou *in situ*, parecem ser diferentes dos obtidos através de ensaios triaxiais. Nestes últimos, a maior parte das curvas evidencia um comportamento do tipo endurecimento para níveis de deformação elevados, sem ser atingida uma resistência de pico, enquanto que os resultados obtidos por ensaios de corte directo não revelam esta mobilização crescente da resistência com a deformação, atingindo por vezes a resistência de pico ou pós pico (por exemplo: Houston *et al*, 1995; Mazzucato *et al*, 1999; Caicedo *et al*, 2002b)). Esta diferença de comportamento sugere que nos ensaios de corte directo a resistência das fibras não é mobilizada o que, segundo as experiências de Zeccos (2005, em que realizou ensaios de corte directo com diferentes orientações das fibras), se deve ao facto de durante a preparação das amostras as fibras tenderem a orientar-se paralelamente ao plano de corte.

- Os parâmetros de resistência ao corte são geralmente determinados através do critério de rotura de Mohr-Coulomb, considerando níveis de deformação associados, geralmente entre 10 e 20%, definidos com base no princípio da compatibilidade dos níveis de deformação aceitáveis para os vários elementos constituintes de um aterro sanitário. Para estes níveis de deformação os valores obtidos através de ensaios triaxiais parecem, de um modo geral, superiores aos determinados por ensaios de corte directo, apesar de nem sempre ser indicado o nível de deformação considerado na determinação dos parâmetros de corte. Tal como referido, este comportamento poderá estar associado a uma maior mobilização da resistência das fibras nos ensaios triaxiais (já que nos ensaios de corte directo as fibras tendem a dispor-se paralelamente ao plano de corte) e ainda a uma reorientação progressiva dos elementos fibrosos, em que a sua orientação horizontal tende a ser mais pronunciada consoante aumenta a carga vertical (anisotropia induzida), traduzindo-se na concavidade típica das curvas tensão-deformação dos ensaios triaxiais (Zeccos, 2005).

- A resistência dos RSU apresenta um comportamento anisotrópico, fortemente condicionado pela orientação das fibras. Este comportamento é bem visível através de ensaios de corte em que as fibras foram dispostas paralelamente, ou não, ao plano de corte.

- A variação dos valores da coesão e do ângulo de atrito em função do nível de deformação foi avaliada por vários autores e, apesar de haver alguns resultados discordantes, a maior parte parece indicar um aumento de ambos os parâmetros com o aumento da deformação (por exemplo, Grisolia *et al*, 1995b), Brandl, 1995; Carvalho, 1999). Quanto à influência da idade dos RSU nos parâmetros de resistência ao corte, os resultados obtidos são mais discordantes. Apesar de vários autores sugerirem um enfraquecimento das propriedades resistentes dos RSU com o avançar da idade destes (exº Mahler *et al*, 1998; Kolsch & Ziehmman, 2004, *in* Zeccos, 2005), os resultados obtidos nem sempre são concordantes. Por exemplo, Kockel (1995) sugere um aumento da coesão e do ângulo de atrito com o avançar da idade, excepto para resíduos muito antigos; os resultados obtidos por Landva & Clark (1990) e König & Jessberger (1997) sugerem uma diminuição de ambos os parâmetros, apesar de menos nítida para o ângulo de atrito do que para a coesão; enquanto os resultados obtidos por Gay *et al* (1981), Landva *et al* (1984), e Machado *et al* (2006a)) evidenciam uma diminuição nos valores da coesão com o avançar da idade dos RSU, mas um aumento do ângulo de atrito.

- Os parâmetros de corte apresentam uma grande dispersão de resultados, mesmo quando determinados para idênticos níveis de deformação, o que denota a forte influência de vários factores, como sejam a idade, o peso volúmico e o teor em água iniciais, a composição dos resíduos, o nível das tensões normais ou confinantes, entre outros.

## 2.4 COEFICIENTES DE POISSON E DE IMPULSO EM REPOUSO

Considerando a teoria da elasticidade os coeficientes de Poisson,  $\nu$ , e de impulso em repouso,  $K_0$ , relacionam-se através das equações (2.15) ou (2.16).

$$K_0 = \frac{\nu}{1 - \nu} \quad (2.15)$$

$$\nu = \frac{K_0}{1 + K_0} \quad (2.16)$$

Os valores publicados de coeficientes de Poisson e de impulso em repouso em RSU são escassos e apresentam alguma dispersão de resultados. Nesta secção faz-se uma breve compilação dos trabalhos reportados na bibliografia que visam a determinação destes parâmetros.

Com base em ensaios geofísicos do tipo “down-hole”, Houston *et al* (1995) obtiveram valores para o coeficiente de Poisson linearmente decrescentes com a profundidade, desde 0,3 até 0,11, respectivamente para profundidades entre 1 e 10 m. Partindo do mesmo tipo de ensaios, Sharma *et al* (1990) obtêm um valor médio de  $\nu$  de 0,46 para um aterro na Califórnia e Carvalho (1999), a partir de ensaios “cross-hole”, a valores entre 0,27 e 0,38 em resíduos com 15 anos de idade de um aterro de São Paulo. Valores da mesma ordem de grandeza, 0,25 a 0,4, são obtidos por Matasovic & Kavazanjian (1998), também a partir de métodos geofísicos.

Partindo de ensaios de compressão triaxial, Jessberger & Kockel (1993) verificaram que o coeficiente de Poisson era quase nulo para pequenas deformações axiais, aumentando linearmente até às deformações axiais máximas atingidas no ensaio (cerca de 20%), e que não variavam com a pressão de confinamento (Figura 2.39). O desvio de resultados obtidos para  $\sigma_3=100$  kPa (linha contínua da Figura 2.39) deve-se, segundo os autores, a problemas técnicos durante a preparação da amostra. Towhata *et al* (2004, *in* Zeccos, 2005) realizaram ensaios triaxiais com aumento da tensão vertical a velocidade constante e variando a tensão radial, de forma a manter reduzidas as deformações radiais. Partindo de um estado inicial isotrópico ( $K=1$ ), os autores verificaram uma redução nos valores de  $K$  com o aumento das tensões, até estabilizarem em valores entre 0,25 e 0,4 para tensões verticais superiores a 100 kPa (Figura 2.40). Os valores de coeficiente de Poisson equivalentes (teoria da elasticidade) variaram entre 0,2 a 0,29.

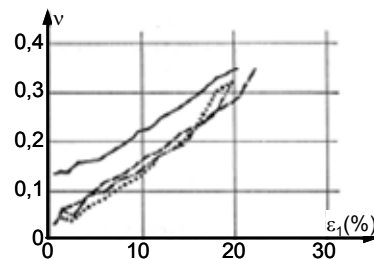


Figura 2.39 – Valores de  $\nu$  obtidos em ensaios triaxiais (Jessberger & Kockel, 1993).

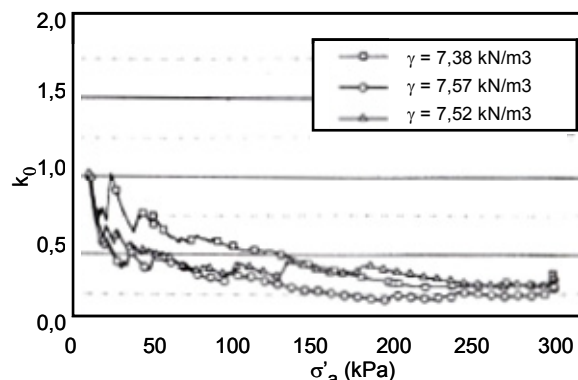


Figura 2.40 – Valores de  $K_0$  obtidos em ensaios triaxiais (Towhata *et al*, 2004).

Usando uma célula de compressão confinada de grandes dimensões ( $\phi=600$  mm;  $h=460$  mm), equipada com três células de tensões associadas ao sistema de fechamento lateral para leitura das tensões radiais (Figura 2.41a), Landva *et al* (2000) realizaram uma série de ensaios sobre amostras de resíduos reconstituídas com diferentes teores de fibras e, a partir destes, estimaram os valores de  $k_0$ . Os valores de  $K_0$  obtidos em cada amostra para diferentes níveis de tensão vertical (50 a 270 kPa) mostraram-se constantes, tendo-se verificado uma nítida tendência para diminuir com o aumento do teor em fibras (Figura 2.41b).

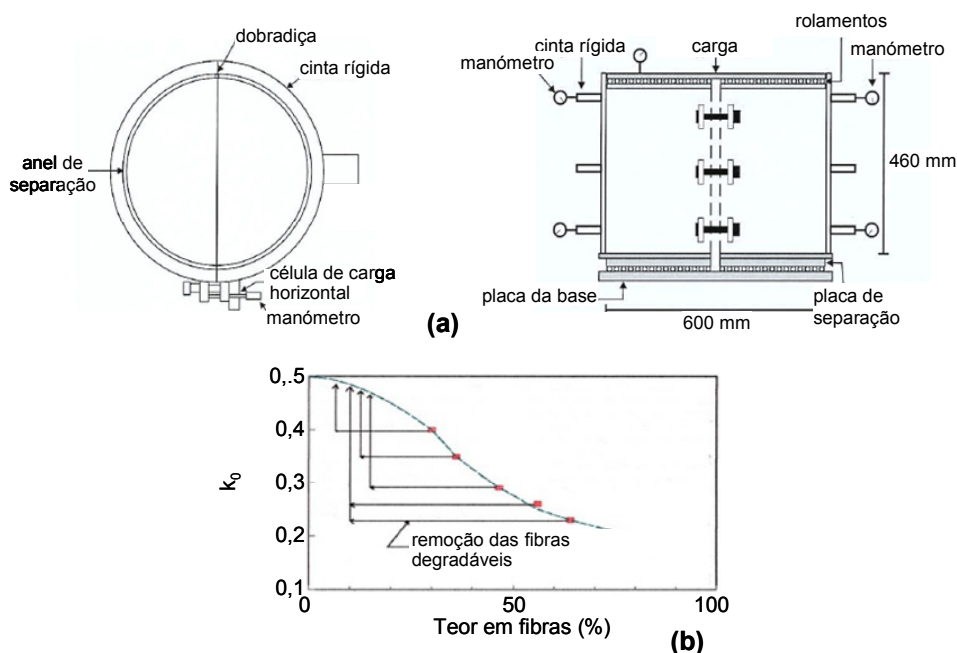


Figura 2.41 – Valores de  $K_0$  obtidos em ensaios de compressão confinada: (a) célula de compressão; (b) variação de  $K_0$  em função do teor em fibras (Landva *et al*, 2000).

Dixon *et al* (1999) determinaram valores de  $K_0$  *in situ*, a partir de ensaios com pressiómetro auto-perfurante, em resíduos recentes (1 a 3 anos) e antigos (11 anos). Os valores obtidos foram determinados para níveis de deformação médios, considerando  $\gamma = 10$  kN/m<sup>3</sup>, e apresentam uma elevada dispersão de resultados que, segundo os autores, se deve provavelmente a irregularidades do diâmetro da cavidade, em consequência de certos componentes serem arrastados pela cabeça do pressiómetro durante a furação

(Figura 2.42). De acordo com a teoria da elasticidade, os valores equivalentes de  $\nu$  são da ordem de 0,12 a 0,48 para os resíduos recentes, e de 0,5 para os antigos.

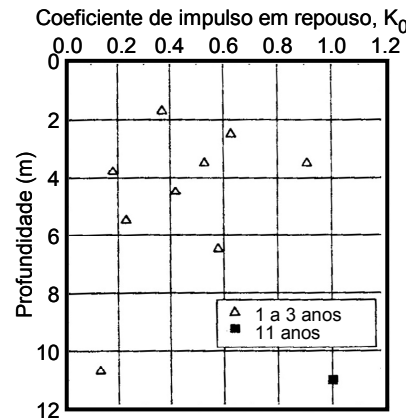


Figura 2.42 – Valores de  $K_0$  obtidos em ensaios pressiométricos (Dixon *et al*, 1999).

Resultados da instrumentação de aterros com colocação de pares de células de tensões totais, instaladas na vertical e na horizontal, são reportados por Ngambi *et al* (2001) e Dixon *et al* (2004). Os valores de  $K_0$  obtidos pelos primeiros autores são da ordem de  $0,8 \pm 0,06$  e os obtidos pelos segundos autores variam entre 0,4 e 0,8, estabilizando na ordem de 0,8 para maiores profundidades (Figura 2.43). A dispersão de resultados poderá dever-se, segundo os autores, a rotações sofridas pelas células dispostas na vertical ou à proximidade de um talude do aterro. Os valores de  $\nu$  respectivos oscilam entre 0,28 e 0,44, com os valores mais elevados atingidos a maiores profundidades.

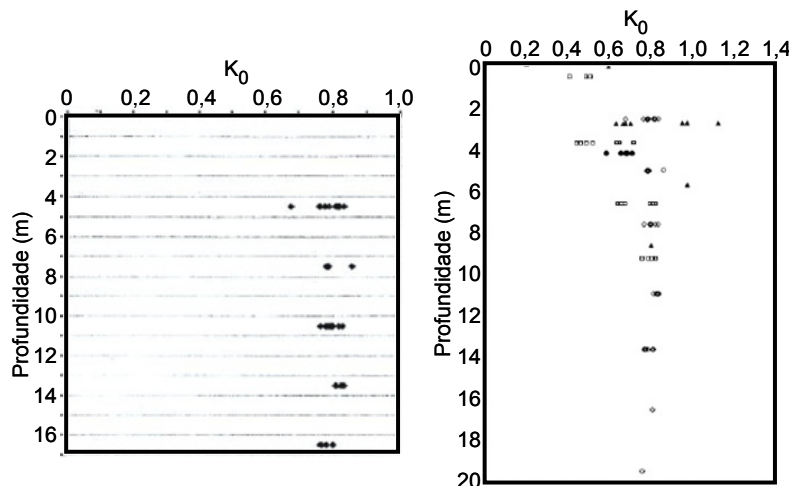


Figura 2.43 – Valores de  $K_0$  obtidos por medição *in situ* com células de tensão: (a) Ngambi *et al* (2001); (b) Dixon *et al* (2004).

Olivier (2003), a partir de ensaios numa célula experimental de grandes dimensões equipada com células de tensões totais nas paredes laterais, C4DC (Figura 3.28 – § 3.3.3), determinou valores de  $K_0$  entre 0,18 e 0,37 para cargas verticais de 130 kPa.

Por fim, Zeccos (2005) determinou valores de coeficiente de Poisson a partir de ensaios triaxiais cíclicos, medindo directamente a deformação radial através de extensómetros. Os ensaios foram efectuados sobre 3 tipos de resíduos provenientes do aterro de Tri-Cities na Califórnia: A3 resíduos antigos ( $\approx 15$  anos), C6

resíduos de média idade ( $\approx 2,5$  anos) e C3 resíduos recentes ( $\approx 0,5$  anos). A partir de cada tipo de resíduo foram preparadas amostras com cerca de 62 a 76% de material  $< 20$  mm (todo o tipo de materiais), sendo os restantes constituintes (papel, plásticos finos, madeira e solos/gravilha) de dimensão  $< 76$  mm. Dos grupos C6 e C3 foram ainda preparadas amostras constituídas na totalidade por material  $< 20$  mm. As amostras foram moldadas com diferentes pesos volúmcicos e os ensaios realizados com tensões de confinamento entre 25 e 90 kPa.

Com base nos resultados obtidos o autor verificou que: os valores de  $\nu$  obtidos eram relativamente constantes para os níveis de deformação de corte atingidos (0,01 a 1%); para estes níveis de deformação, as amostras constituídas na totalidade por material  $< 20$  mm apresentaram valores de  $\nu$  entre 0,28 e 0,4, e as amostras com 62 e 76% de material  $< 20$  mm valores de  $\nu$  entre 0,05 e 0,3 (Figura 2.44a); os valores de  $\nu$  variaram em função do peso volúmcico e da composição dos resíduos, mostrando valores quase nulos para baixos pesos volúmcicos e mais elevados para amostras com maior percentagens de finos ( $< 20$  mm), às quais estão associadas maiores pesos volúmcicos (Figura 2.44b).

Esta última característica deve-se, segundo o autor, ao maior índice de vazios das amostras com reduzidos pesos volúmcicos, o que faz com que sofram compressão com pequenos níveis de deformação radial. O autor concluiu que o intervalo de valores de  $\nu$  geralmente referido na bibliografia, 0,3 a 0,35, é mais aplicável a resíduos com grande teor de solos de cobertura e materiais de pequena dimensão, e que resíduos com maior quantidade de fibras e menores pesos volúmcicos tenderão a apresentar valores de  $\nu$  inferiores a 0,3.

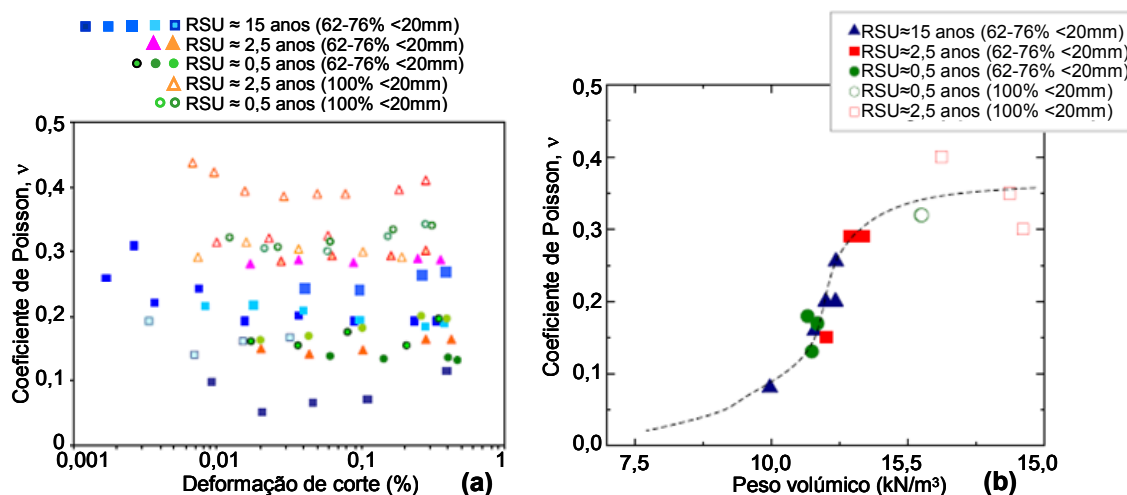


Figura 2.44 – Valores de  $\nu$ : (a) em função da deformação de corte; (b) em função do peso volúmcico (Zeccos, 2005).

Na Figura 2.45 apresenta-se uma compilação de valores de  $K_0$  e  $\nu$  em função da profundidade, elaborada por Zeccos (2005) a partir de dados publicados e no Quadro 2.4 uma síntese dos valores de  $K_0$  e  $\nu$  publicados.

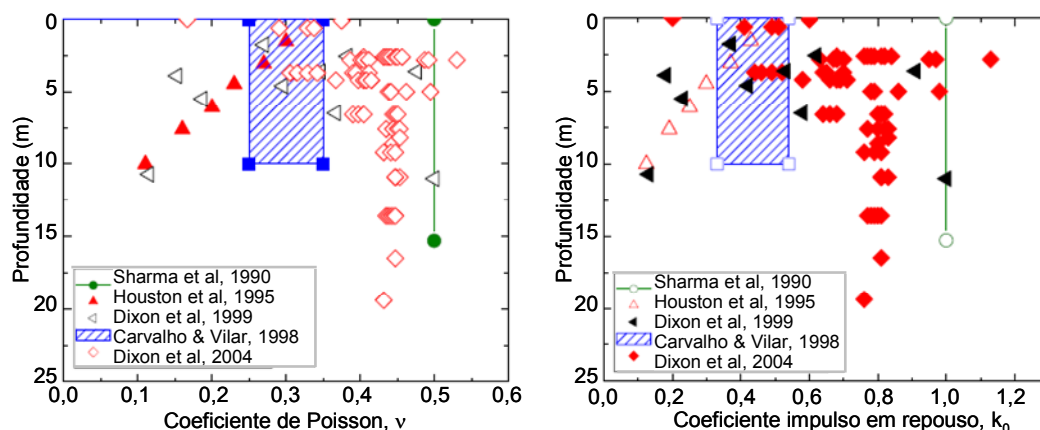


Figura 2.45 – Compilação de valores de  $\nu$  e  $K_0$  determinados *in situ* em função da profundidade (Zeccos, 2005).

Quadro 2.4 – Valores de coeficientes de Poisson e de impulso em repouso em RSU.

Fonte	Método	$K_0$	$\nu$	Observações
Sharma <i>et al</i> (1990)	Down-hole	-	0,46	Valores médios; 0 a 15m prof.; $\gamma=7,37 \text{ kN/m}^3$
Jessberger & Kockel (1993)	Triaxiais	-	0,05 a 0,35	Respectivamente para $\varepsilon_a \approx 1$ a 20%
Houston <i>et al</i> (1995)	Down-hole	-	0,3 a 0,11	Respectivamente para prof. entre $\approx 1$ e 10m
Cuéllar <i>et al</i> (1998)	SASW	-	0,2	3 a 15m prof.; $\gamma=6 \text{ kN/m}^3$
Matasovic & Kavazanjian (1998)	$V_s$ e $V_L$	-	0,25 a 0,4	Valores médios; prof. entre 5 e 97m; $\gamma_{med}=15,7 \text{ kN/m}^3$
Dixon <i>et al</i> (1999)	Pressiómetro	0,06 a 0,9 1,0	-	RSU com 1 a 3 anos RSU com 11 anos
Carvalho (1999)	Cross-hole	-	0,27 a 0,38	0 a 30m prof.; $\gamma=8 \text{ kN/m}^3$ ; RSU com 15 anos
Landva <i>et al</i> (2000)	Comp. confinada com leitura de $\sigma_h$	0,26 a 0,4	0,21 a 0,29	Respectivamente para amostras com teor em fibras entre $\approx 65$ e 30%
Ngambi <i>et al</i> (2001) <sup>a)</sup>	Instrumentação de aterro	0,74 a 0,86	-	Profundidade entre 4,5 e 16,5m
Olivier (2003)	Células experimentais	0,18 a 0,37	-	-
Towhata <i>et al</i> (2004)	Triaxiais	0,25 a 0,4	-	Tensão vertical > 100 kPa e pequenas deformações radiais
Dixon <i>et al</i> (2004) <sup>a)</sup>	Instrumentação de aterro	0,4 a 0,8	-	Profundidade entre 0 e 20m
Zeccos (2005)	Triaxiais cíclicos	-	0,28 a 0,4 0,05 a 0,3	Amostras com 100% de material <20mm Amostras com 62 a 76% de mat. <20mm

<sup>a)</sup> in Zeccos (2005)

## 2.5 SINOPSE

No presente capítulo começou-se por enunciar os modelos mecânicos conceptuais dos RSU, seguindo-se a referência aos métodos correntes de avaliação dos parâmetros resistentes dos RSU ( $c$  e  $\phi$ ), nomeadamente: i) retro-análise de dados de campo; ii) ensaios *in situ*; e iii) ensaios de laboratório.

Por fim, a avaliação dos coeficientes de Poisson ( $\nu$ ) e de impulso em repouso ( $K_0$ ) é mencionada.

No capítulo seguinte serão abordados os parâmetros de deformabilidade dos RSU.



## **CAPÍTULO 3. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. DEFORMABILIDADE**

### **3.1 INTRODUÇÃO**

O facto de os RSU serem materiais muito deformáveis e em que as condições de rotura ao corte só são atingidas para grandes níveis de deformação, leva a considerar que o aspecto mais crítico para o bom funcionamento e estabilidade global de um aterro sanitário não será a rotura dos resíduos, mas sim o seu comportamento de deformação. Na realidade, os níveis de deformação necessários para que os resíduos atinjam uma situação de rotura são incomportáveis com a resistência ao corte dos restantes materiais presentes num aterro sanitário (solos, sistemas de drenagem de lixiviados e de biogás, e sistemas de cobertura e de base), a qual é atingida para níveis de deformação muito menores do que para os resíduos. Por outro lado, a diminuição de volume que os resíduos sólidos depositados em aterro sofrem conduz a um aumento da capacidade do aterro.

Um aterro sanitário pode chegar a atingir à superfície deformações por assentamento da ordem dos 40%, e até mais, da sua altura inicial ao fim de algumas décadas (Edil *et al*, 1990; Frantzis, 1991). Jessberger (1994) refere que os valores típicos são da ordem de 20% para períodos de 15 a 20 anos, no entanto a maior parte dos assentamentos ocorre nos primeiros anos. A velocidade com que os assentamentos ocorrem diminui ao longo do tempo e com a profundidade dentro do aterro (Manassero *et al*, 1996). Os assentamentos podem levar à formação de fendas à superfície e à rotura dos sistemas de drenagem e de impermeabilização da base e da cobertura. Neste contexto, a previsão da magnitude dos assentamentos, totais e diferenciais, o tempo em que estes decorrem e o ritmo com que se dão, são fundamentais para fazer um bom aproveitamento da capacidade real de um aterro sanitário e para garantir o seu bom funcionamento, devendo a estimativa de assentamentos ser tida em consideração no dimensionamento deste tipo de obras. O estudo dos assentamentos a longo prazo é ainda fundamental na análise das possíveis reutilizações da área do aterro.

### **3.2 MECANISMOS DE COMPRESSIBILIDADE**

Em termos fenomenológicos os mecanismos que governam a compressibilidade dos resíduos são bastante mais complexos do que os dos solos, pois tratam-se de materiais com elevado índice de vazios inicial, constituídos por diferentes tipos de materiais em que algumas das suas partículas são muito deformáveis, degradáveis ou frágeis.

Os primeiros trabalhos de investigação sobre este assunto devem-se a Sowers (1973) que apresenta uma proposta de 5 mecanismos responsáveis pelos processos de assentamentos verificados em RSU:

- acções mecânicas;
- acções de percolação e arrastamento;
- alterações físico-químicas;

- decomposição bioquímica;
- interacção entre os processos.

As acções mecânicas estão associadas à aplicação de sobrecargas (novas camadas e materiais de cobertura) que, tal como nos materiais granulares, conduz à distorção, flexão, esmagamento e reorientação das partículas. Como em certos solos orgânicos, estes fenómenos podem-se prolongar no tempo sob carga constante (fluência mecânica).

Por sua vez, as acções de percolação e de arrastamento têm a ver com os grandes vazios existentes nos resíduos que, associados à redução granulométrica das partículas, em consequência dos processos de decomposição, conduzem à erosão ou arrastamento das partículas de menor dimensão para os macroporos. Estes processos são majorados pela percolação de líquidos (água e lixiviado) através do aterro e pela ocorrência de vibrações (compactação, sismos, etc.).

As alterações físico-químicas são do tipo corrosão, oxidação e combustão dos materiais inorgânicos, levando ao seu colapso e contribuindo para uma diminuição da granulometria das partículas e para libertar espaços anteriormente fechados.

A decomposição bioquímica relaciona-se com a decomposição (aeróbia e anaeróbia) da matéria orgânica, resultando numa transferência de massa, do estado sólido para líquido e gasoso, e numa desagregação ou diminuição parcial do tamanho das partículas sólidas.

A interacção entre os processos tem a ver com o facto de os vários mecanismos descritos interagirem entre eles, o que acentua os fenómenos de assentamentos. Como exemplo, refere-se que o metano e os ácidos orgânicos produzidos nos processos de biodecomposição alimentam, respectivamente, os mecanismos de combustão e de corrosão; o rearranjo estrutural das partículas devido às acções mecânicas condiciona o regime de percolação e, conseqüentemente, os processos de arrastamento; etc..

Destes mecanismos só o primeiro é que está associado à aplicação de cargas e, como tal, é o único que pode ser analisado em termos de tensões instaladas. Os restantes mecanismos dependem essencialmente de condições ambientais, nomeadamente temperatura, humidade e condições de arejamento. Sowers (1973) sugere que os assentamentos dos resíduos têm um comportamento similar ao dos solos orgânicos turfosos, em que, após os assentamentos imediatos, se verificam assentamentos adicionais acompanhados de reduzido ou nulo aumento das pressões intersticiais. Porém, contrariamente aos solos orgânicos, a compressão secundária dos resíduos inclui uma componente significativa devida aos processos de biodecomposição.

Existem outras propostas de sistematização dos mecanismos responsáveis pela compressibilidade dos resíduos que, no geral, são concordantes com a apresentada anteriormente. É o caso da proposta de Manassero *et al* (1996) que os subdivide em: 1 – compressão elástica resultante de distorção mecânica, flexão, esmagamento e reorientação das partículas devido ao peso próprio dos RSU e dos materiais de coberturas; 2 – assentamento devido a erosão e arrastamento das partículas de menor dimensão para os

macroporos existentes; 3 – comportamento viscoso e fenómenos de consolidação envolvendo quer o esqueleto sólido, quer partículas ou componentes individuais; 4 – assentamentos por decomposição devido à biodegradação dos componentes orgânicos; 5 – colapso dos componentes inorgânicos por acções físico-químicas como corrosão, oxidação e degradação. Outras propostas como a de Edil *et al* (1990) são em tudo idênticas, não mencionando apenas os processos por fluência mecânica. Coduto & Huitric (1990) consideram apenas três mecanismos: consolidação (variações na tensão efectiva devido a drenagem dos resíduos frescos saturados), diminuição de volume por decomposição da matéria orgânica (“shrinkage”), e compactação (rearranjo estrutural das partículas para um estado mais denso em consequência da perda de rigidez devido a fenómenos de fluência e de decomposição).

Estas propostas são, na globalidade, concordantes com a apresentada por Grisolia & Napoleoni (1995c) e 1996) cuja representação gráfica é expressa na Figura 3.1. Segundo os autores, os resíduos passam por 5 fases durante os processos de adensamento: fase 1 - compressão inicial devido ao rearranjo estrutural das partículas; fase 2 – compressão residual dos componentes de elevada deformabilidade (materiais da classe B, como embalagens plásticas, papel, têxteis (Grisolia *et al* 1995a) – § 1.4.2); fase 3 – compressão devido a processos de fluência e de biodegradação dos materiais da classe A (materiais facilmente degradáveis, como restos alimentares, resíduos verdes, etc. (Grisolia *et al* 1995a) – § 1.4.2); fase 4 – estabilização das deformações associadas aos processos de decomposição; fase 5 – deformações residuais.

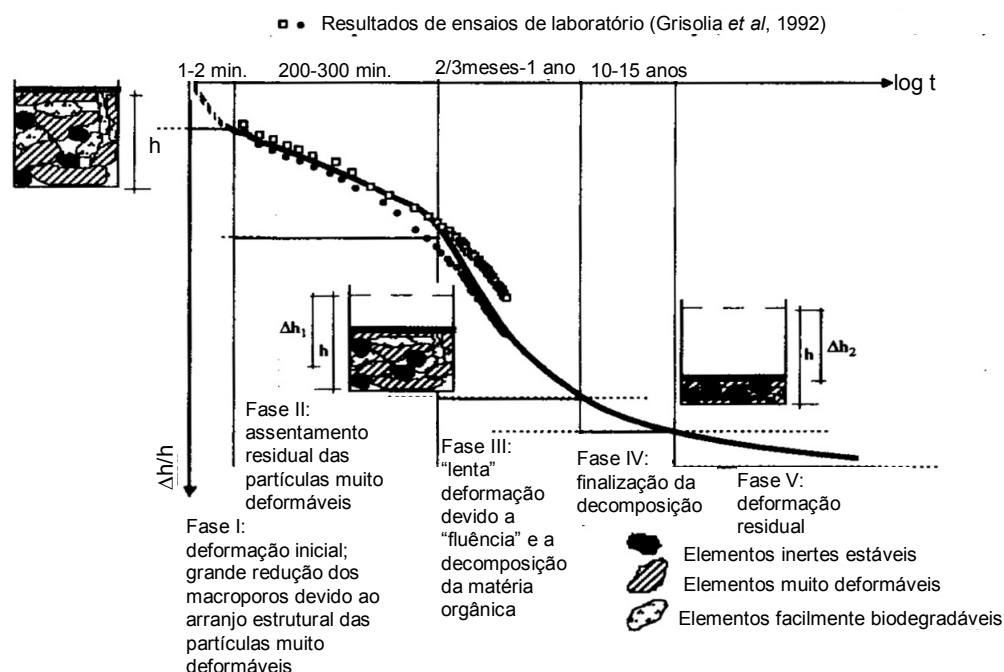


Figura 3.1 – Curva teórica de compressibilidade de RSU (Grisolia *et al* 1995c).

Segundo estes autores, após deposição o número de contactos entre partículas inertes é reduzido devido à elevada porosidade dos RSU e à predominância volumétrica de elementos muito deformáveis e degradáveis. Por acção do peso próprio e das camadas sobrejacentes, as partículas muito deformáveis sofrem redução de volume, por esmagamento, reorientação ou rotura, e os componentes inertes redistribuem-se aumentando o número de contactos entre si. Verifica-se a primeira grande redução de

volume (fase II). Por fim, mantendo a carga constante, ocorrem deformações do tipo fluência e decomposição da matéria orgânica (fase III) e quando esta tende a finalizar (fase IV), o número de contactos entre as partículas sólidas não deformáveis atinge o seu máximo, podendo, a partir daí, comparar-se o seu comportamento com o dos solos (fase V).

Quanto aos factores que afectam e controlam a magnitude dos assentamentos, estes são vários e influenciam-se entre si. Segundo Edil *et al* (1990) destacam-se os seguintes: peso volúmico ou porosidade inicial; conteúdo de matéria orgânica; altura do aterro e sobrecargas adicionais; trajectória de tensões (durante e após deposição); níveis de lixiviados e suas flutuações; factores ambientais, como temperatura, teor em água e gases presentes ou gerados no interior do aterro.

Grisolia *et al* (1993) agrupam os vários factores em três grandes classes e identificam as várias relações entre eles (Figura 3.2). Essas classes são: composição dos resíduos; método de colocação em aterro; e condições ambientais.

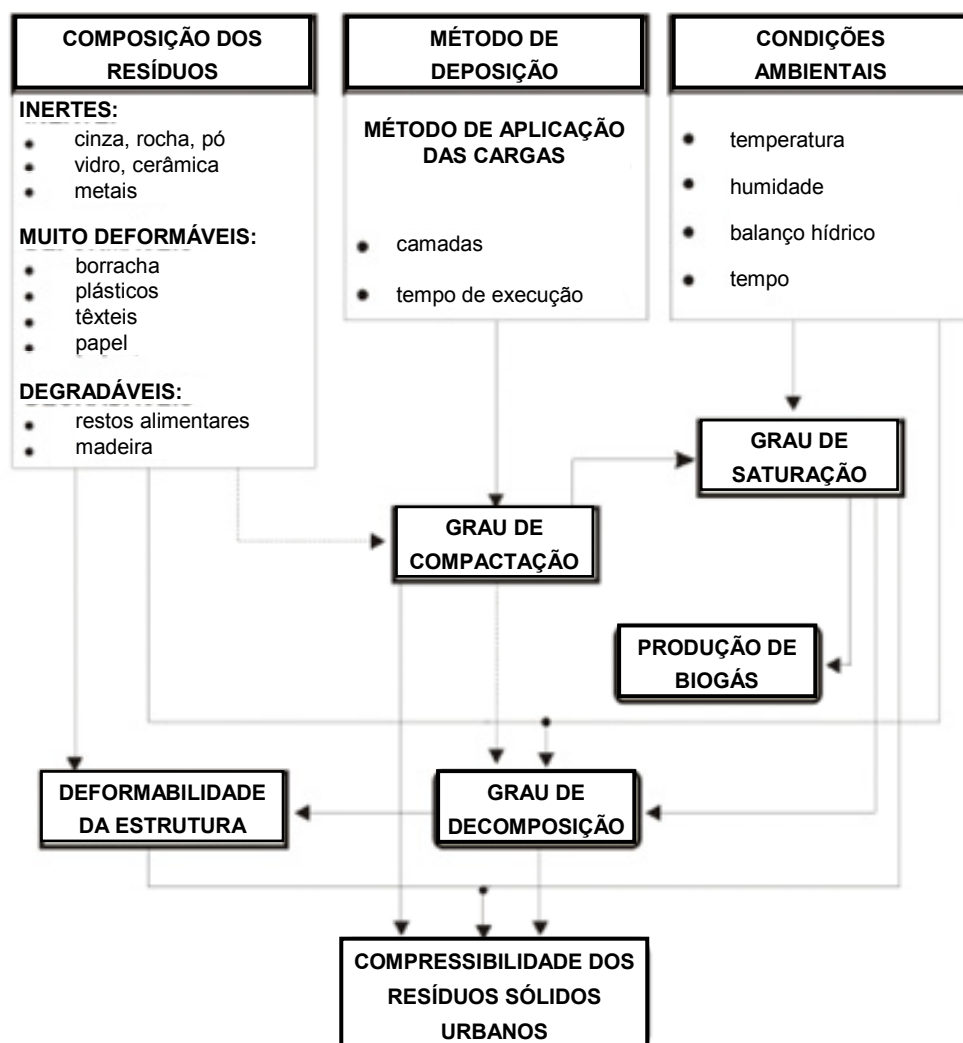


Figura 3.2 – Factores que afectam a compressibilidade dos RSU (Grisolia *et al* 1993).

Van Meerten *et al* (1995) referem ainda que os factores que condicionam os processos de assentamentos são: a composição inicial dos resíduos, em particular o seu conteúdo em matéria orgânica e a existência, ou

não, de pré-tratamentos (incineração, compostagem, enfardamento, trituração, etc.); o tamanho do aterro e condições de exploração (altura de camadas, grau de compactação, coberturas diárias, velocidade de enchimento); a eficácia dos sistemas de drenagem de lixiviados e de biogás; e as condições ambientais do meio (acidez, humidade e temperatura). A magnitude e velocidade com que os assentamentos secundários ocorrem são fortemente condicionadas pela quantidade de matéria orgânica disponível e pela presença de fluidos no meio dos resíduos, já que estes favorecem os processos de degradação e decomposição (Manassero *et al*, 1996).

Outro aspecto que condiciona a grandeza e a taxa dos assentamentos é a presença dos solos das coberturas diárias. De acordo com Morris & Woods (1990), pode dizer-se, de um modo geral, que quanto menor for a quantidade de solos utilizada nas coberturas diárias, menores serão os assentamentos registados por a carga aplicada ser inferior. No entanto, se por um lado isto é verdade, por outro, a diminuição da quantidade de partículas de solo que tendem a preencher os vazios existentes entre os resíduos, conduz a um aumento da compressibilidade dos resíduos e a um aumento do tempo necessário para que os assentamentos estabilizem. Os autores ilustram a influência deste factor através de curvas teóricas de assentamentos *versus* logaritmo do tempo (Figura 3.3). A análise destas curvas mostra que apesar de os assentamentos ocorridos durante a fase de exploração serem menores para um aterro em que a quantidade de solos utilizada nas coberturas diárias é menor, os assentamentos verificados pós encerramento são maiores neste caso do que em aterros em que se utilizam maiores quantidades de solos nas coberturas diárias. Este mesmo princípio é, segundo os autores, aplicável a outros processos de exploração que conduzam a diferentes compacidades dos resíduos durante a sua colocação, tais como os processos de compactação ou de pré-tratamento.

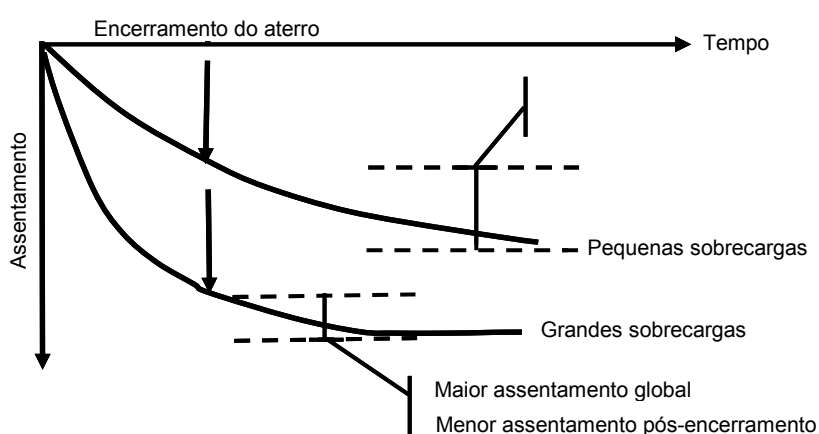


Figura 3.3 – Curvas possíveis de assentamentos em função da densidade inicial dos aterros (Morris & Woods, 1990).

O grau de compactação com que os resíduos são depositados desempenha assim um papel fundamental nos processos de assentamento, equiparável, em parte, ao teor de solos. Na verdade quanto maior for o grau de compactação inicial menor tenderão a ser os assentamentos subsequentes mas, por outro lado, a diminuição da porosidade tende a retardar os processos de biodecomposição, diminuindo a velocidade dos assentamentos associados (Knochenmus *et al*, 1998).

A estimativa dos assentamentos em resíduos é frequentemente realizada com base na teoria de consolidação unidimensional (aproximações elásticas e relação  $e/\log \sigma'$ ), considerando três fases (Sowers, 1973): assentamentos imediatos, que ocorrem durante a aplicação da carga e podem ser considerados como pseudo-elásticos; assentamentos primários, devidos a processos mecânicos como rearranjo estrutural e esmagamento e, possivelmente, dissipação de pressões intersticiais caso os resíduos estejam saturados; e assentamentos secundários ou a longo prazo, devidos aos processos de fluência mecânica, decomposição bioquímica e alteração físico-química, que se podem estender por períodos superiores a 10 anos.

Os assentamentos primários iniciam-se logo após aplicação das cargas, podendo durar cerca de 1 a 2 meses e, em parte, podem ser equiparados aos processos de consolidação sob carga constante dos solos. Por sua vez, a simulação e avaliação dos assentamentos a longo prazo são tarefas difíceis, por incluírem vários mecanismos em simultâneo, nomeadamente a decomposição e os fenómenos de fluência (Sagaseta, 1993). Acresce que as taxas de assentamento associadas aos processos de arrastamento e combustão são erráticas e as deformações respectivas tendem a ocorrer de forma brusca, com magnitudes variáveis e na sequência de processos de deterioração progressiva ou de variações repentinas de níveis de lixiviados, chuvas torrenciais, entre outros (Sowers, 1973; Boscov, 2006). Por fim, a diferenciação dos assentamentos primários dos secundários é difícil de efectuar, devido à elevada deformabilidade do “esqueleto” sólido e ao facto de os processos de biodecomposição se iniciarem logo após a deposição dos resíduos, o que leva a que os dois tipos de assentamentos possam ocorrer em simultâneo (Wall & Zeiss, 1995).

Edgers *et al* (1992), a partir do registo de assentamentos de vários aterros sanitários, após o encerramento destes (Figura 3.10a), idealizaram uma curva teórica de assentamentos em função do tempo (Figura 3.4). Segundo os autores as curvas caracterizam-se por dois trechos relativamente lineares e com diferentes inclinações, devendo-se a mudança de inclinação aos processos de alteração físico-química e de biodecomposição. Ao primeiro ramo de menor inclinação,  $C\alpha_{\min}$ , corresponderão essencialmente as deformações devidas às interacções mecânicas e à fluência, e ao segundo ramo de maior inclinação,  $C\alpha_{\max}$ , as deformações conjuntas devido a fenómenos de fluência e de degradação dos resíduos. Proposta similar é apresentada por König *et al* (1996, *in* Kockel *et al*, 1997), incluindo um primeiro trecho relativo a assentamentos primários. Em ambas as propostas (Figura 3.4),  $t_0$  corresponde ao fim da exploração do aterro. Segundo os autores, a variação da velocidade dos assentamentos secundários ( $t_{1,i}$ ) ocorre normalmente ao fim de 200 a 650 dias após encerramento do aterro o que está de acordo com os tempos ao fim dos quais se verifica um aumento da produção de biogás (König & Jessberger, 1997), indiciando uma fase de maior actividade dos processos de biodecomposição. Desta forma é usual considerar-se dentro da compressão secundária duas fases: uma inicial caracterizada por menores taxas de assentamento, e uma a longo prazo com maiores taxas de assentamento. Quanto à duração da fase de compressão primária, Bjarngard & Edgards (1990), Stulgis *et al* (1995), entre outros, sugerem, a partir da análise de registos de assentamentos de aterros sanitários, que esta estará praticamente finalizada em 10 a 100 dias.

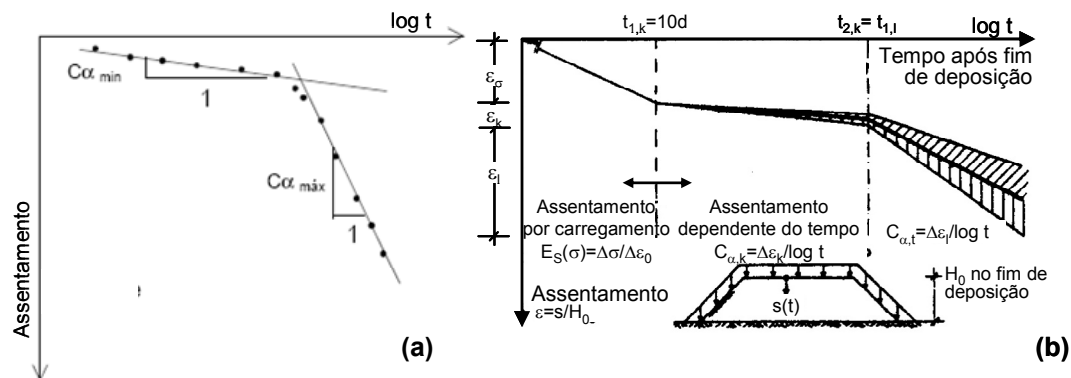


Figura 3.4 – Curvas teóricas de assentamentos em RSU: (a) Edgers *et al* (1992); (b) König *et al* (1996).

Contudo, quando se analisam os assentamentos verificados à escala de um aterro sanitário, os fenómenos tornam-se mais complexos, e a distinção das fases mencionadas anteriormente torna-se ainda mais difícil. Em primeiro lugar é necessário distinguir dois períodos da vida do aterro (Olivier, 2003): período de exploração ( $t < t_c$ ), correspondente à fase de deposição dos resíduos e à construção do sistema de cobertura (durante esta fase os resíduos são sujeitos a uma sobrecarga crescente devido à deposição de novas camadas e coberturas intermédias e final); e período pós exploração ( $t > t_c$ ), em que as sobrecargas aplicadas a cada camada de resíduos são consideradas constantes, enquanto os processos de degradação prosseguem.

Relativamente aos assentamentos no período pós exploração, é usual considerá-los como devidos essencialmente a fenómenos de assentamentos secundários, ou seja, considerando que os assentamentos primários finalizam pouco depois da aplicação do sistema de cobertura (Gourc *et al*, 1998). Segundo Edil *et al* (1990) verificam-se assentamentos significativos durante 1 a 2 meses após conclusão do aterro, seguindo-se uma fase de assentamentos secundários que se prolongam por um longo período de tempo com uma velocidade decrescente, quer no tempo quer em profundidade.

Durante o período de exploração ( $t < t_c$ ) os processos são mais complexos, já que se verifica a sobreposição dos vários mecanismos e fases de assentamentos, de modo desfasado no tempo. Esta sobreposição é bem expressa no trabalho apresentado por Gourc *et al* (1998) em que os autores discretizam esquematicamente um aterro sanitário nas várias ( $n$ ) camadas que o constituem (Figura 3.5). Cada camada tem uma altura inicial  $h_i$  e um tempo de construção instantâneo,  $t_{0i}$ , correspondente ao início da sua deposição. O tempo de construção do aterro,  $t_c$ , será o correspondente ao intervalo entre  $t_{0n}$ , data de construção da última camada, e  $t_{01}$ , data de construção da 1ª camada (no modelo  $t_{01}=0$ ). Logo após a deposição da primeira camada ocorrem assentamentos imediatos, seguidos de alguns assentamentos primários e mais tarde de secundários. A colocação de uma nova camada ( $h_2$ ) induzirá na camada 1 novos assentamentos imediatos, uma nova fase de assentamentos primários, enquanto os secundários continuarão a decorrer. Esse mecanismo ocorre sempre que é colocada uma nova camada, pelo que os assentamentos totais da camada 1 serão o somatório de todas as fases de assentamentos devido à deposição da própria camada e de todas as sobrejacentes, às quais correspondem diferentes tempos iniciais de carregamento. A previsão dos assentamentos da coluna total de resíduos (constituída por  $n$  camadas) num determinado momento  $t$ , será o

somatório dos assentamentos de cada camada ocorridos até ao instante  $t$ . Como os tempos correspondentes ao início dos assentamentos de cada camada são diferentes, a sobreposição das diferentes fases de assentamentos torna-se naturalmente difícil. De facto, se é difícil estimar os assentamentos de uma coluna a partir da deformação de uma camada elementar, mais difícil será ainda estimar os assentamentos de uma camada individual a partir dos assentamentos de uma coluna.

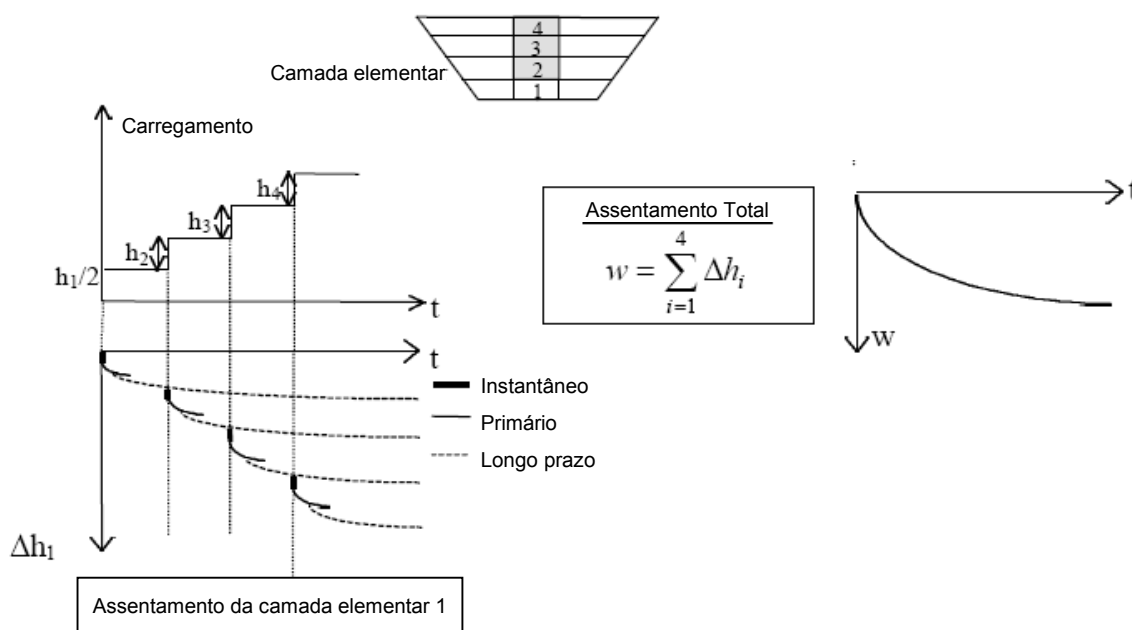


Figura 3.5 – Esquema de assentamentos em RSU (Gourc *et al*, 1998).

### 3.3 PARÂMETROS DE DEFORMABILIDADE

Os parâmetros que caracterizam a deformabilidade, e em particular a compressibilidade, dos resíduos são geralmente determinados a partir de ensaios de laboratório (edométricos e triaxiais de grande dimensão, ou células experimentais de grande dimensão), ensaios *in situ* (de carga em placa, pressiométricos ou geofísicos), monitorização de aterros sanitários e construção de aterros experimentais. Uma das maiores limitações dos ensaios de laboratório e *in situ* prende-se com o facto de não incluírem os assentamentos por processos de biodecomposição, devido ao longo período de tempo associado à mobilização destes mecanismos, conduzindo por isso a uma subavaliação dos coeficientes de compressão secundária (Knochenmus *et al*, 1998). Por outro lado, a aplicabilidade dos ensaios *in situ* do tipo carga em placa, pressiómetros ou métodos geofísicos pode também ser questionada em consequência da ausência de correlações aferidas para os resíduos.

A deformabilidade dos resíduos é, em geral, caracterizada a partir de parâmetros equivalentes aos dos solos expressos, em função dos métodos utilizados e das situações que se pretende representar, em termos de módulos de “elasticidade” ou de rigidez drenados, índices de compressão (primária,  $C_c$ , e secundária,  $C_\alpha$ ) ou módulos de reacção ( $K_s$ ). Face à grande dificuldade em estimar os valores iniciais do índice de vazios ( $e_0$ ), a compressibilidade dos resíduos é frequentemente expressa em termos de



coeficientes de compressão primária e secundária,  $Cc'$  e  $C\alpha'$ , definidos, respectivamente, pelos gradientes das curvas  $\Delta H/\log \sigma$  (Equação 3.1) e  $\Delta H/\log t$  (Equação 3.2). Nestas equações  $\Delta H_p$  e  $\Delta H_s$  são, respectivamente, os assentamentos primários e secundários;  $H_0$  a altura inicial do aterro ou da camada e  $H_1$  a altura do aterro para o tempo  $t_1$ ;  $t_1$  o tempo correspondente ao início da consolidação secundária e  $t_2$  o tempo de previsão dos assentamentos secundários;  $\sigma'_0$  a tensão efectiva inicial e  $\Delta \sigma'$  o acréscimo de tensão efectiva resultante da deposição de novas camadas ou das coberturas.

$$Cc' = \frac{Cc}{1 + e_0} = \frac{\Delta H_p / H_0}{\log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0}} \quad (3.1)$$

$$C\alpha' = \frac{C\alpha}{1 + e_0} = \frac{\Delta H_s / H_1}{\log \frac{t_2}{t_1}} \quad (3.2)$$

Valores de módulos de deformabilidade,  $E$ , de resíduos aparecem frequentemente referidos na bibliografia, sendo geralmente utilizados para descrever a rigidez dos resíduos a curto prazo. No entanto, nem sempre é indicado se são módulos tangentes,  $E_T$ , ou secantes,  $E_S$ , e, por vezes, não há clareza quanto às condições de ensaio em que foram determinados. Tal como para os materiais minerais, é necessário diferenciar várias situações como as apresentadas no Quadro 3.1 (Olivier, 2003).

Quadro 3.1 – Módulos de deformabilidade usualmente referidos na bibliografia.

Condições de ensaio	Tipo de ensaio	Deformações laterais	$E_S$ ou $E_T$
Laboratório	Edómetro de grandes dimensões	Nulas	Eoed
	Triaxial de grandes dimensões	Livres	= $E$
<i>In situ</i>	Recarregamento de um aterro	Quase nulas	$\approx$ Eoed
	Carregamento localizado	Médias	< Eoed

Nas secções seguintes apresentam-se resultados de alguns trabalhos realizados, agrupando-os em função do método utilizado.

### 3.3.1 Ensaio *In Situ*

#### Ensaio de carga em placa

Os ensaios de carga em placa, aplicáveis apenas aos níveis mais superficiais dos aterros, foram primeiramente utilizados com o objectivo de avaliar a capacidade de carga de aterros após encerramento. As principais limitações destes ensaios prendem-se com a reduzida zona de influência e com o seu carácter superficial, pelo que podem não representar de forma realista as características do aterro, em particular se este for muito heterogéneo (Knochenmus *et al*, 1998). Apesar do referido, existem na bibliografia alguns resultados deste tipo de ensaios, realizados com o objectivo de analisar o comportamento mecânico dos resíduos.

Partindo da análise de resultados de vários ensaios de carga em placa ( $\phi$  placa=1,1 m), realizados em aterros canadianos (Figura 3.6), Landva & Clark (1990) verificaram que os valores de  $K_s$  obtidos (pressão aplicada /assentamento verificado ao fim de 2 a 5 minutos) variavam entre 1 a 15 MPa/m, sendo correlacionáveis com os pesos volúmcicos: valores inferiores a 2 MPa/m para zonas de RSU mal compactados, e superiores a 15 MPa/m para zonas bem compactadas ou com maior conteúdo em solos.

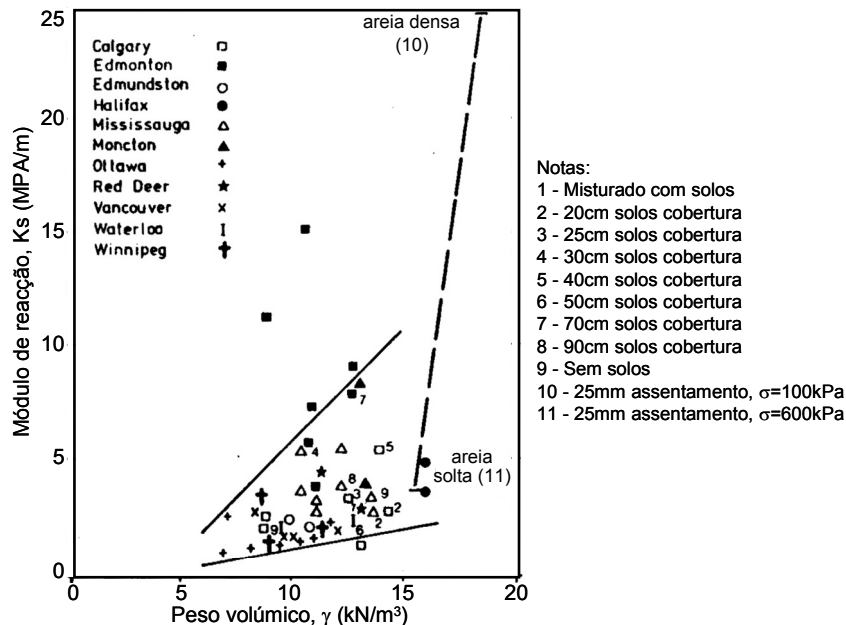


Figura 3.6 – Módulos de reação em resíduos de aterros do Canadá (Landva & Clark, 1990).

Sánchez-Alciturri *et al* (1993a) e Gonzalez (1995) referem resultados de ensaios realizados no aterro de Meruelo (Espanha), com placas de 30, 40 e 75 cm de diâmetro, em que obtiveram curvas relativamente lineares, sem indícios de rotura. Os resultados obtidos em ensaios realizados directamente sobre os resíduos (sem solos de cobertura) apontam para valores de módulo de elasticidade equivalente (já que se registaram elevadas deformações irreversíveis na descarga, denotando que o comportamento do ramo virgem é do tipo elasto-plástico com endurecimento) entre 1 e 2 MPa. Em ensaios similares realizados por Santos *et al* (1998) num aterro do Recife, directamente sobre os resíduos, os valores de  $K_s$  obtidos foram da ordem de 1,7 MPa/m e o módulo de deformabilidade da ordem dos 1 a 3,8 MPa, respectivamente para tensões verticais variáveis entre cerca de 50 e 250 kPa. Valores superiores foram obtidos pelos autores em ensaios realizados sobre as camadas de solos de cobertura. A presença de solos de cobertura influencia significativamente os resultados destes ensaios, verificando-se que quanto menor for a espessura de solos maiores serão os assentamentos (por exemplo, Sánchez-Alciturri *et al*, 1993a); Santos *et al*, 1998; e Landva & Clark, 1990), pelo que tal aspecto deve ser devidamente tido em consideração na interpretação dos resultados. Landva & Clark (1990) recomendam ainda, para RSU, o uso de placas com um diâmetro mínimo de 1 m, carregamento lento e uma duração de ensaio, no mínimo, de algumas horas, em virtude da heterogeneidade dos resíduos e da sua compressibilidade a longo prazo, em particular da associada aos processos de fluência.

Na Figura 3.7 apresenta-se algumas curvas típicas de ensaios de carga em placa em resíduos. Na Figura 3.7b) salienta-se que apenas o ensaio nº 4 foi executado directamente sobre os resíduos, tendo os restantes sido realizados sobre a camada de solos de recobrimento, com espessuras de 0,6 a 0,8 m.

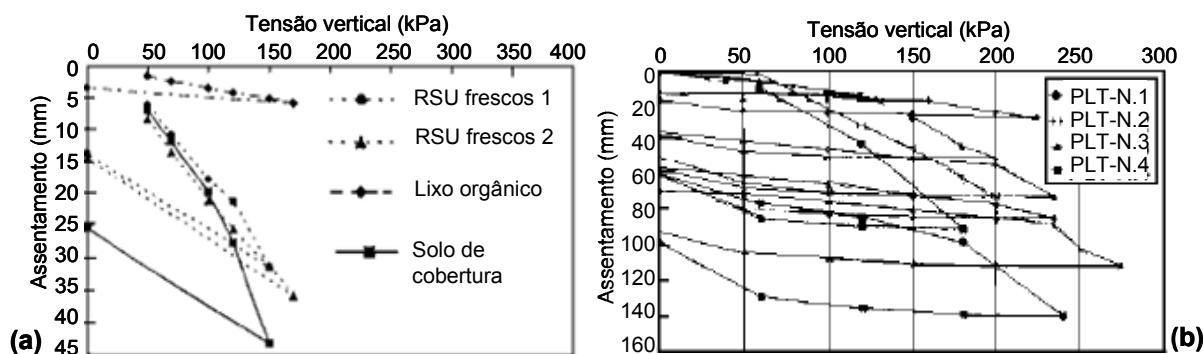


Figura 3.7 - Curvas típicas de ensaios de carga em placa em RSU: (a) Van Impe, 1998; (b) Santos *et al*, 1998).

### Ensaio geofísicos

Ensaio geofísicos do tipo “cross-hole”, “up-hole” ou “down-hole”, SASW (análise espectral de ondas de superfície), sísmica de refacção, entre outros, têm também sido usados com o objectivo de, a partir da determinação das velocidades de propagação das ondas de corte ( $V_s$ ), longitudinais ( $V_L$ ), ou de Rayleigh ( $V_R$ ), obter os parâmetros dinâmicos dos RSU (módulos de elasticidade,  $E$ , e de distorção,  $G$ , e coeficiente de Poisson,  $\nu$ ). Vários autores (Singh & Murphy, 1990; Sharma *et al*, 1990; Kavazanjian *et al*, 1995) constataram que as velocidades das ondas de corte variam com a profundidade e a idade dos resíduos. Próximo da superfície as velocidades das ondas de corte poderão ser inferiores a 90 m/s em resíduos novos, podendo atingir valores superiores a 170 m/s em resíduos antigos. Para profundidades superiores a 20 m as velocidades típicas são da ordem dos 140 a 170 m/s para resíduos novos e de 290 a 350 m/s para resíduos antigos (Carvalho, 1999). No Quadro 3.2 são indicados alguns valores reportados na bibliografia e na Figura 3.8 são apresentados valores da variação da velocidade das ondas de corte com a profundidade, compilados por Van Impe (1998, adaptado de Kavazanjian *et al*, 1995).

Quadro 3.2 – Parâmetros de RSU determinados através de métodos geofísicos.

	Método	$V_s$ (m/s)	$V_L$ (m/s)	$G$ (MPa)	$E$ (MPa)	Observações
Earth Technology (1988) <sup>a)</sup>	Cross-hole	240 a 270	-	-	-	6 a 14m prof.
Sharma <i>et al</i> (1990)	Down-hole	198	717	28,9	84,4	valores médios; 0 a 15m prof.; $\gamma=7,37$ kN/m <sup>3</sup>
Kavazanjian <i>et al</i> (1994) <sup>a)</sup>	SASW	80 a 300	-	-	-	0 a 30m prof.
Cuéllar <i>et al</i> (1998)	SASW	120 a 170	-	-	15,6	3 a 15m prof.; $\gamma=6$ kN/m <sup>3</sup>
Carvalho (1999)	Cross-hole	93 a 228	190 a 400	5 a 12,5	20 a 30	0 a 30m prof.; $\gamma=8$ kN/m <sup>3</sup>
Pereira (2000)	SASW	100 a 250	-	7,2 a 31	-	1 a 33m prof.; $\gamma=5$ kN/m <sup>3</sup>
Olivier (2003)	Sísmica de refacção	90 a 215	-	-	-	0 a 5m prof.

<sup>a)</sup> in Kavazanjian *et al* (1995)

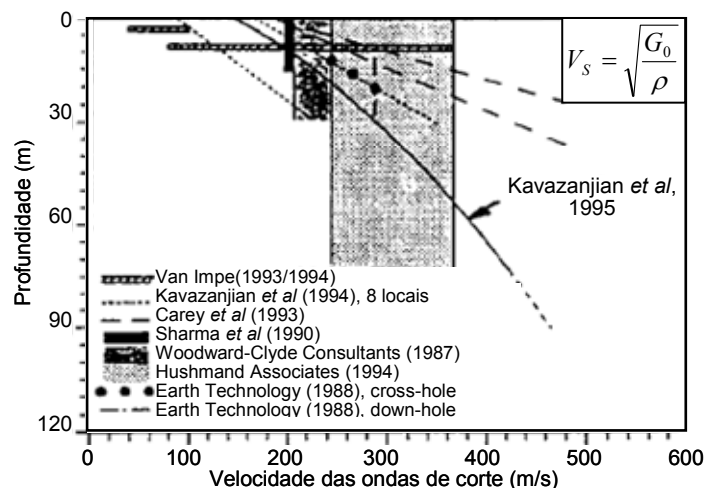


Figura 3.8 - Velocidade das ondas de corte em função da profundidade (Van Impe, 1998).

### Ensaio com pressiómetro

Apesar de serem escassas as referências a ensaios com pressiómetros em resíduos, apresenta-se no Quadro 3.3 os resultados obtidos por Gotteland *et al* (1995) num aterro francês e na Figura 3.9 os resultados obtidos por Dixon *et al* (1999) em resíduos recentes (1 a 3 anos; 3,5 a 10,7 m de profundidade) e antigos (11 anos; 11,7 m de profundidade) de um aterro do sul de Inglaterra com um pressiómetro auto-perfurante. Os resultados obtidos por Gotteland *et al* (1995) demonstraram que a zona de comportamento plástico tem uma extensão limitada, os módulos de deformabilidade ( $E_M$ ) são relativamente elevados, e os valores de  $PI/P_f$  são menores do que os usuais em solos.

Quadro 3.3 – Resultados de ensaios com pressiómetro (Gotteland *et al*, 1995).

Idade dos RSU	$P_f$ (MPa)	$PI$ (MPa)	$PI/P_f$	$E_M$ (MPa)
1,5	0,27 a 0,55	0,35 a 0,7	1,52	1,34 a 34
3	0,4 a 0,8	0,7 a 1,4	1,64	5 a 10
4	0,5 a 1,2	0,5 a 1,4	1,53	4 a 10

Em que  $P_f$  é a pressão de fluência (correspondente à transição das deformações pseudo-elásticas para as plásticas) e  $PI$  é a pressão limite (correspondente à rotura do material das paredes da cavidade).

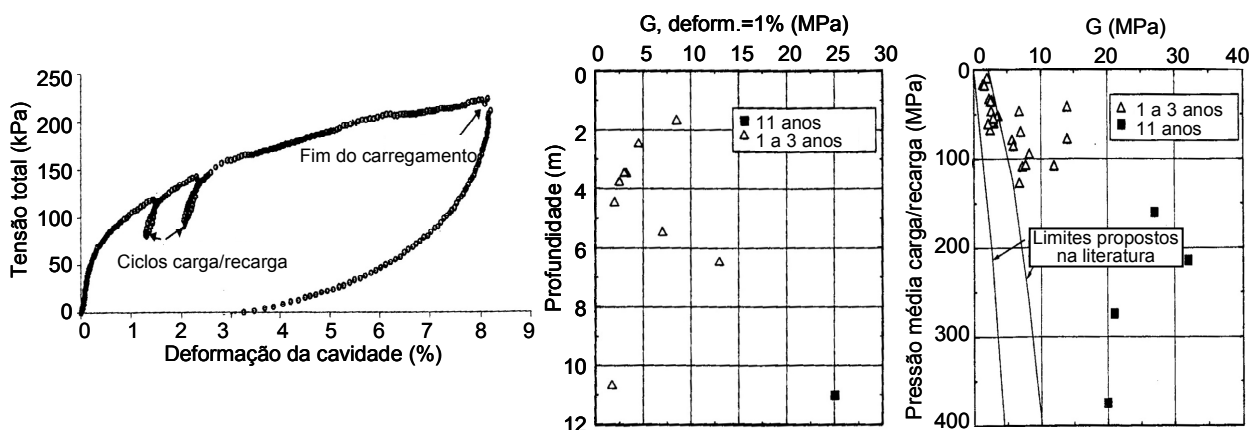


Figura 3.9 - Resultados de ensaios com pressiómetro auto-perfurante (Dixon *et al*, 1999).

### 3.3.2 Monitorização e Aterros Experimentais

O estudo dos processos de compressibilidade de resíduos, incluindo o efeito do tempo e da biodegradação da matéria orgânica, é muito difícil de se realizar através de ensaios *in situ* ou de laboratório, pelo que é unanimemente aceite que estes devem partir de medidas realistas obtidas em aterros sanitários, já que estas incorporam os vários mecanismos e respectivas interações. A comparação de dados obtidos a partir de diferentes aterros deve ser efectuada de forma cuidada, já que estes dependem de inúmeras circunstâncias variáveis de aterro para aterro. Nesta secção apresentam-se os resultados obtidos por diversos autores através da monitorização de aterros sanitários existentes ou da realização de aterros experimentais.

#### Monitorização de Aterros Sanitários

Na Figura 3.10a) apresentam-se curvas de assentamento em função do tempo decorrido após o fim da deposição ( $t_0$ ) correspondentes a 22 aterros sanitários distintos (Edgers *et al*, 1992) e na Figura 3.10b) o mesmo tipo de curvas obtidas, também a partir do controlo topográfico da superfície de vários aterros sanitários da Europa e América do Norte (Konig *et al*, 1996, *in* König & Jessberger, 1997). A análise das curvas evidencia uma variação na taxa de assentamentos que, segundo os autores, ocorre entre 200 a 650 dias após o fim da exploração do aterro e se deve aos processos de biodecomposição e degradação físico-química dos resíduos. Segundo alguns autores (Boutwell & Fiore, 1995; Pereira, 2000, entre outros) o tempo, após encerramento do aterro, para o qual se verifica a variação da velocidade dos assentamentos é da ordem dos 100 a 200 dias. Coumoulos & Koryalos (1997 e 1999) apresentam uma compilação de dados relativos à variação da velocidade de assentamento em função do tempo (Figura 3.11). A partir da análise destes dados os autores concluem haver uma nítida atenuação da velocidade dos assentamentos com o tempo, a qual é descrita por uma função hiperbólica, e a maior parte dos dados obtidos situa-se entre as curvas de atenuação correspondentes a valores de  $C\alpha'$  entre 0,02 e 0,25.

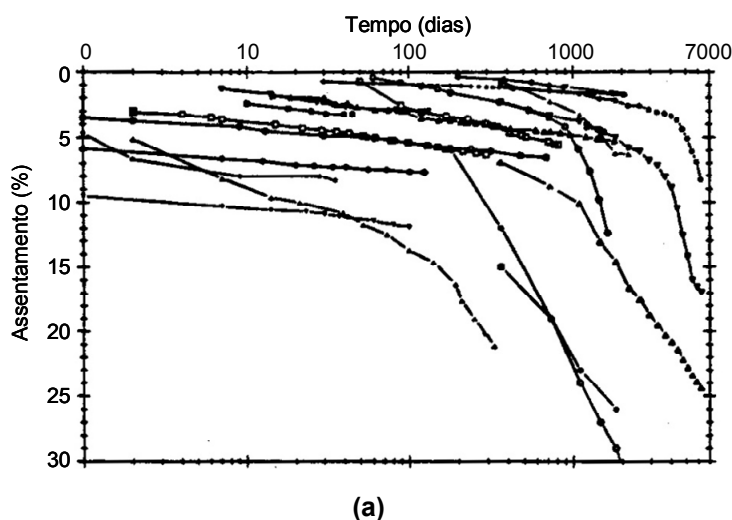
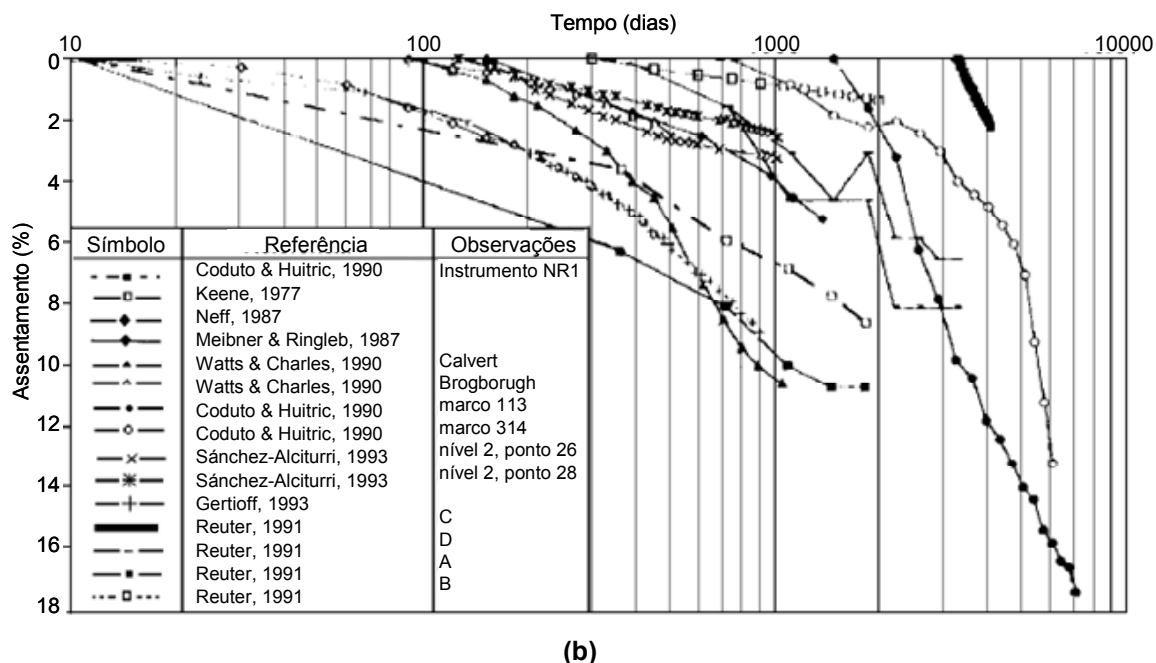


Figura 3.10 – Medidas de assentamentos superficiais de vários aterros sanitários após o seu encerramento: (a) Edgers *et al* (1992); (b) König *et al* (1996); (continua na página seguinte).



(b)

Figura 3.10 – Medidas de assentamentos superficiais de vários aterros sanitários após o seu encerramento: (a) Edgers *et al* (1992); (b) Konig *et al* (1996); (continuação).

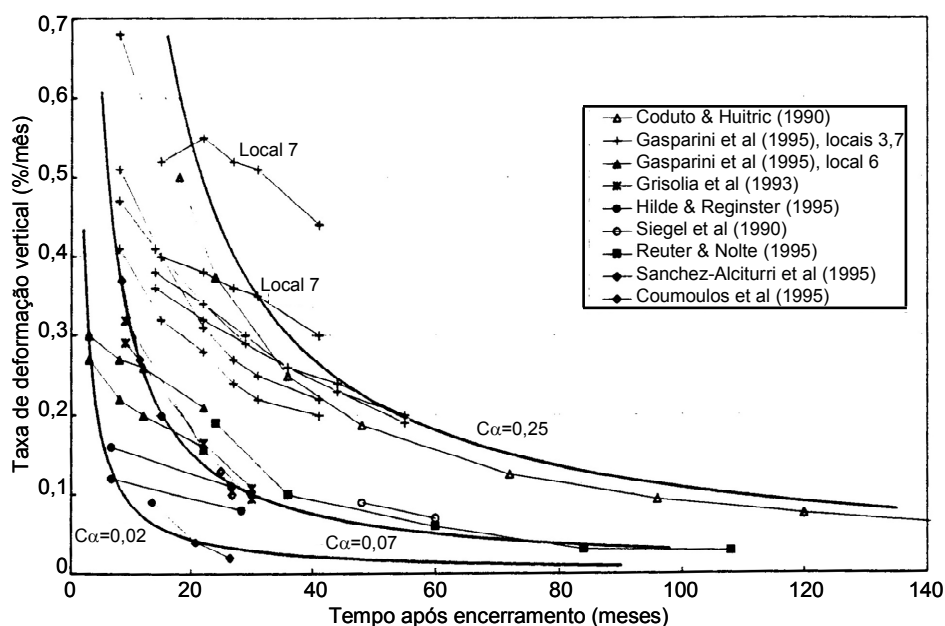


Figura 3.11 – Variação da velocidade dos assentamentos em função do tempo (Coulmoules & Koryalos, 1997).

Resultados da monitorização de um aterro sanitário sobre o qual foi construído um aterro de sobrecarga, correspondentes à construção do aterro experimental e até 13 meses após sua finalização, são apresentados por Boutwell & Fiore (1995). Os dados obtidos indicam a existência de uma faixa inicial em que os assentamentos ocorrem rapidamente após aplicação da sobrecarga, uma segunda em que os assentamentos tendem a aumentar linearmente com o logaritmo do tempo e, eventualmente, uma terceira fase também com relação linear com o logaritmo do tempo mas com diferente velocidade, que se inicia

sensivelmente a partir dos 200 dias (Figura 3.12). A relação  $C\alpha/Cc$  variou entre 0,058 e 0,073, não tendo sido determinado  $C\alpha_2$ , ou seja, o valor do parâmetro para longo prazo (> 200 dias).

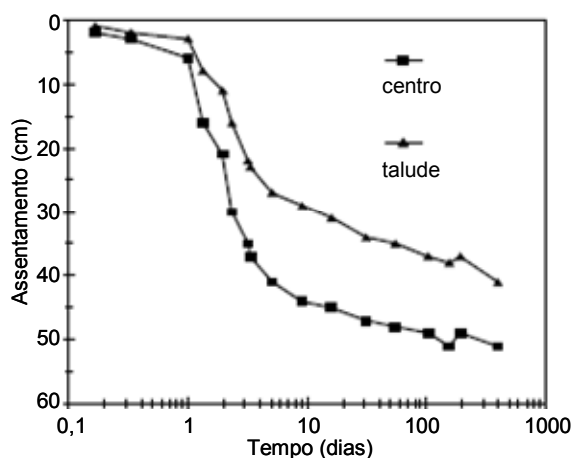


Figura 3.12 – Assentamentos em função do logaritmo do tempo (Manassero *et al*, 1996, adaptado de Boutwell & Fiore, 1995).

Frantzis (1991), a partir da monitorização de assentamentos, por um período de 7 anos, de um aterro grego com um peso volúmico inicial estimado de  $6,0 \text{ kN/m}^3$ , verificou que: cerca de 18% e 65% dos assentamentos ocorreram, respectivamente, ao fim de 0,5 e 3 anos, considerando que a maior parcela dos assentamentos a longo prazo se deve a processos de biodecomposição; os assentamentos totais foram da ordem dos 25% da altura inicial; a taxa de assentamentos diminuiu de  $4,6 \text{ cm/mês}$  nos primeiros 5 meses, para  $0,4 \text{ cm/mês}$  nos últimos 2 anos de monitorização.

O registo de assentamentos realizado por Grisolia *et al* (1993) num aterro italiano constituído por RSU (65%) e lamas de ETAR (com peso volúmico total estimado de  $8,0 \text{ kN/m}^3$ ), em três períodos distintos, permitiu aos autores constatar que os resíduos de menor idade apresentaram taxas de assentamentos mais elevadas, provavelmente devido aos processos de compressão primária estarem ainda em curso, e que as maiores taxas de assentamento verificadas, para períodos em que não houve aplicação de cargas, se deviam a processos de degradação da matéria orgânica.

Sánchez-Alciturri *et al* (1993b)), Ibarra (1994) e Gonzalez (1995) apresentaram dados relativos à monitorização de assentamentos e deslocamentos horizontais de um aterro do norte de Espanha (Meruelo), construído em socacos numa zona de encosta, após o seu encerramento. O controlo dos assentamentos foi efectuado por um período de 3 anos, com algumas interrupções pelo meio, tendo os autores considerado que, aquando do início das leituras, os assentamentos primários já teriam finalizado. Com base nos dados obtidos os autores verificaram que: os assentamentos ocorridos correspondiam a cerca de 3 a 4% da altura inicial; as taxas de assentamento diminuam com o tempo, tendo passado de  $5 \text{ cm/mês}$  no período inicial de leituras para  $0,5 \text{ cm/mês}$  nas fases finais; os valores de  $C\alpha'$  variaram entre 0,02 e 0,16, com um valor médio de 0,065 ( $t_0$  considerado como sendo o início das leituras); os valores de  $C\alpha'$  apresentavam uma correlação negativa com o tempo (considerando duas origens para o tempo, início das leituras e idade média do aterro) e positiva com a altura do aterro (Figura 3.13); os deslocamentos horizontais medidos nas cristas dos

taludes foram relativamente reduzidos, aumentando linearmente com o tempo (1,5 a 2,5 mm/mês) e iniciando uma ligeira variação periódica para períodos de 1 ano.

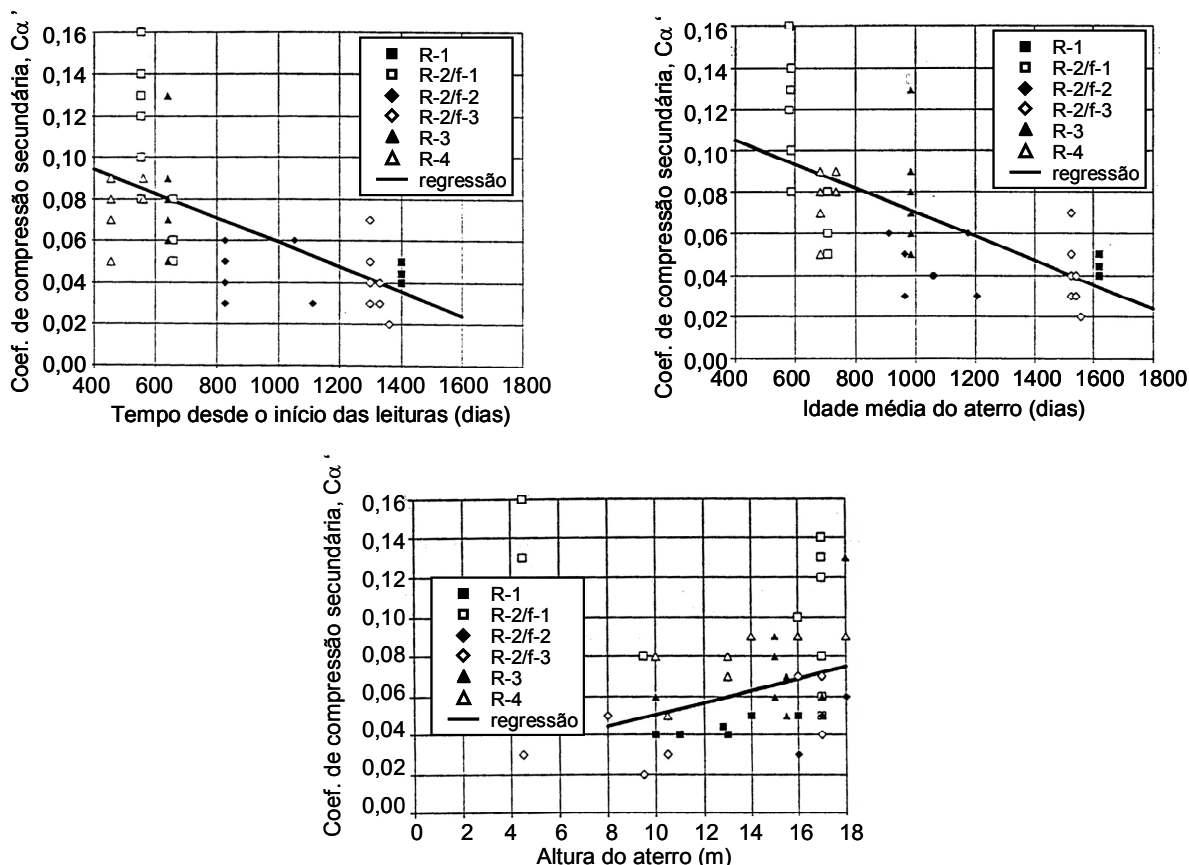


Figura 3.13 – Variação do coeficiente de compressão secundária em função da altura do aterro e do tempo, considerando dois critérios de  $t_0$  (Gonzalez, 1995).

Coumoulos *et al* (1995), a partir do registo dos assentamentos internos do principal aterro sanitário de Atenas, constataram uma diminuição da taxa dos assentamentos com o aumento da profundidade. Os autores obtiveram taxas de 3,3 a 6 cm/mês (0,09 a 0,18 %/mês) à superfície, de 2,5 a 6,1 cm/mês (0,09 a 0,3 %/mês) até profundidades de 10 a 22 m, e de 0,7 a 1,7 cm/mês (0,03 a 0,09 %/mês) para as camadas inferiores. A diminuição da taxa de assentamentos com o aumento da profundidade é também verificada por outros autores (Edil *et al*, 1990; Grisolia *et al*, 1993; entre outros). Como exemplo, apresenta-se na Figura 3.14a) os assentamentos obtidos para diferentes profundidades, através de placas magnéticas, por Siegel *et al* (1990) num aterro a sul de São Francisco, e na Figura 3.14b) os obtidos por Coduto & Huitric (1990) num aterro próximo de Los Angeles. Em ambos os casos é visível uma diminuição dos assentamentos com o aumento da profundidade.



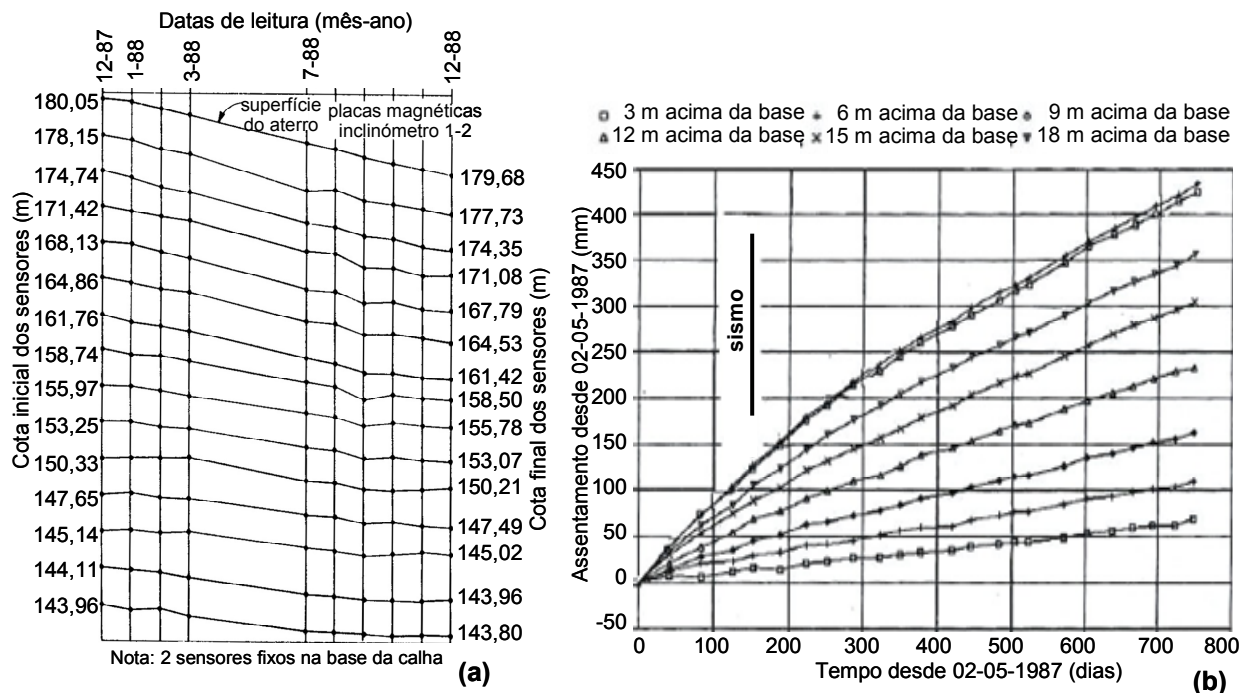


Figura 3.14 – Assentamentos internos: (a) Siegel *et al* (1990); (b) Coduto & Huitric (1990).

Carvalho (1999) procedeu ao registo dos assentamentos de resíduos com cerca de 15 anos, num aterro sanitário de São Paulo, durante um período de 7 anos (Figura 3.15).

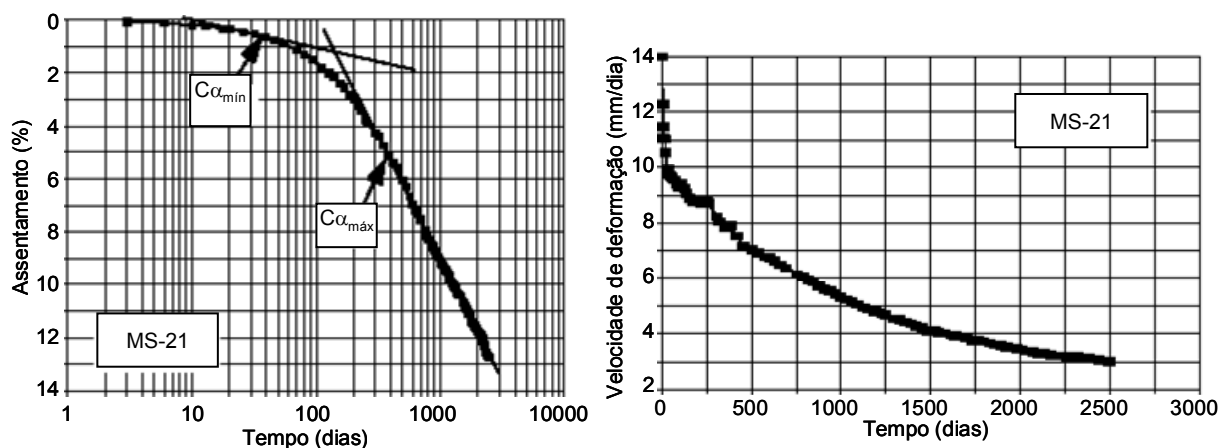


Figura 3.15 – Curvas típicas de assentamento e velocidade de deformação em função do tempo em RSU com 15 anos (Carvalho, 1999).

Os assentamentos totais verificados por Carvalho (1999) foram da ordem dos 12% da altura inicial do aterro e considerados resultantes apenas da compressão secundária; a taxa de assentamentos diminuiu progressivamente com o tempo, desde 14 mm/dia até 3mm/dia no fim das leituras; as curvas assentamento relativo *versus* logaritmo do tempo mostram dois trechos relativamente lineares e com diferentes inclinações, dando-se a transição ao fim de cerca de 150 dias (146 a 172 dias) do início da monitorização; os mecanismos dominantes durante o primeiro trecho seriam essencialmente a fluência mecânica, e no segundo a fluência mecânica, acrescida da biodecomposição e da alteração físico-química; os respectivos valores médios de  $C\alpha'$ , considerando  $t_0$  como o início das leituras, foram de 0,01 para o primeiro trecho

( $C\alpha'_1$ ) e 0,083 para o segundo trecho ( $C\alpha'_2$ ). É interessante salientar que os valores de  $C\alpha'_1$  obtidos através da monitorização são similares aos coeficientes de compressão secundária obtidos pela autora em ensaios de laboratório, 0,013 (edómetros de grande dimensão).

Pereira (2000) procedeu à monitorização dos assentamentos de uma zona de um aterro sanitário madrileno, encerrada à 3 meses (resíduos recentes), utilizando diferentes métodos. Sobre uma parte desta área foi construído um aterro de solos com 4 m de altura representando uma sobrecarga de 64 kPa. Os registos efectuados na zona onde foi construído o aterro de solos (secções 1 e 2) evidenciaram que a fase de compressão primária, devida à sobrecarga aplicada, finalizou ao fim de cerca de 90 a 100 dias correspondendo a cerca de 45% dos assentamentos totais, e que a velocidade ou taxa dos assentamentos diminuiu ao longo do tempo, passando em média de 63,5 mm/dia para 3,6 mm/dia no fim do período de medições (Figura 3.16). Os assentamentos secundários, incluindo os processos de fluência e de biodecomposição corresponderam, nesta zona, a 55% dos assentamentos totais e os valores de  $Cc'$  e  $C\alpha'$ , na mesma zona, variaram entre 0,052 e 0,118 e entre 0,053 e 0,081, respectivamente, sendo, em ambos os casos, os valores mais elevados correspondentes à parte central do aterro de solos. Fora da zona de influência do aterro de solos, foram realizadas medições dos assentamentos a diferentes profundidades, que correspondem apenas a assentamentos secundários. Neste caso, obtiveram-se valores de  $C\alpha'$  entre 0,017 e 0,034, para profundidades entre 1 e 18 m (em que  $t_0$  corresponde ao fim da deposição de resíduos).

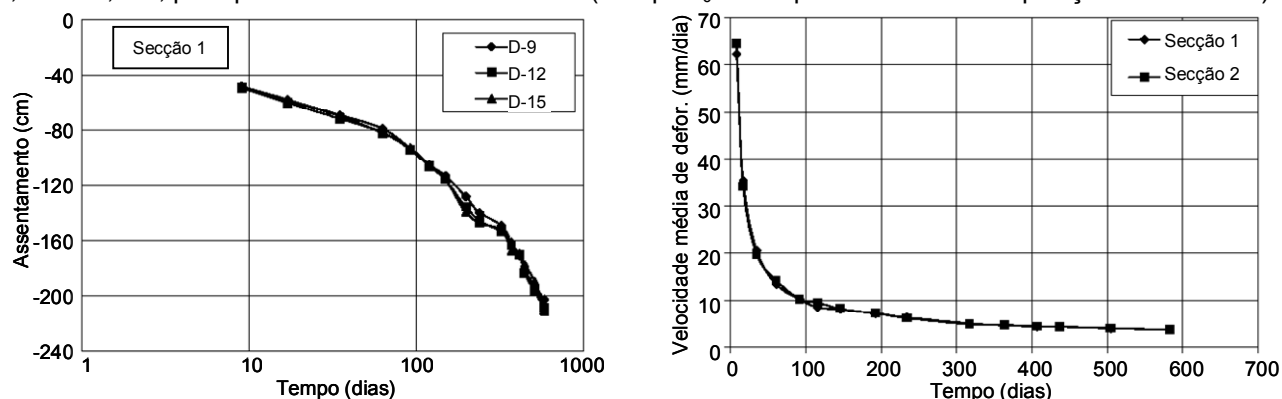


Figura 3.16 – Curvas típicas de assentamento e velocidade de deformação em função do tempo em RSU recentes (Pereira, 2000).

Com o objectivo de avaliar a influência da temperatura e do teor em água nos assentamentos dos resíduos, Bowders *et al* (2000) relatam resultados da monitorização de duas células de um aterro australiano, em que uma delas esteve sujeita a recirculação de lixiviados e a outra não. Os autores verificaram que a célula com recirculação de lixiviados apresentou maiores assentamentos e temperaturas (da ordem dos 50°C), enquanto que a célula sem recirculação atingiu apenas temperaturas máximas da ordem dos 35°C e assentamentos entre 42% e 71% dos obtidos para a célula com recirculação, denotando assim a grande influência destes factores nos processos de assentamentos de resíduos. Resultados similares foram obtidos por Bowders & Michell (2005) num aterro do Missouri (EUA), concebido para funcionar como “célula seca”, ou seja, minimizando a possibilidade de haver infiltrações de água. Os resultados obtidos numa zona de resíduos antigos (mais de 20 anos) e encerrada, constituída por resíduos secos, pouco degradados e baixos

níveis de produção de biogás, apontam para reduzidos assentamentos (0,5 m em 5 anos, para uma altura inicial de resíduos de 18 m, resultando numa taxa de assentamento de  $\approx 0,4 \text{ \%/ano}$ ). Os dados obtidos numa zona ainda em exploração apresentam assentamentos mais elevados, ocorrendo a maior parte destes até 30 dias após a aplicação de novas camadas (taxa de assentamento  $> 2 \text{ \%/ano}$ ) e verificando-se, após este período, que as taxas de assentamento são idênticas às obtidas para a zona de resíduos antigos. Os autores concluem que em aterros concebidos para funcionarem como “células secas” a maior parcela dos assentamentos deve-se à aplicação de sobrecargas e que, após a aplicação da cobertura final, o teor em água dos resíduos mantém-se baixo, as taxas de produção de biogás e de degradação são baixas e, consequentemente, os assentamentos nesta fase são também reduzidos.

Para finalizar, Olivier (2003) reporta resultados da instrumentação de 5 aterros franceses e um no Canadá. No Quadro 3.4 apresenta-se um resumo das principais características dos aterros estudados, da respectiva instrumentação e dos intervalos de valores médios obtidos para os coeficientes de compressão primária e secundária. Com base nos resultados obtidos o autor concluiu que: após uma fase transitória de alguns meses os valores do coeficiente  $C\alpha^*$  (designado pelo autor como coeficiente de compressão secundária “intrínseco”,  $\Delta h_s/h_0 = C\alpha^* \cdot \log(\tau/\tau_c)$ , em que  $\tau_c$  é o tempo de construção de uma camada e  $\tau$  é o tempo decorrido após o início da construção; § 3.4.5) tendem a estabilizar, situando-se em média no intervalo 0,08 a 0,12; a precisão de  $C\alpha^*$  diminui para alturas de aterros reduzidas; a influência da aplicação de sobrecargas nos valores de  $C\alpha^*$  necessita de mais estudos, contudo os resultados obtidos demonstram uma influência variável em função do estado inicial e da altura de resíduos, parecendo diminuir com o avançar do tempo; a recirculação de lixiviados parece conduzir a um aumento de  $C\alpha^*$ ; uma fraca compactação conduz a valores elevados de  $C\alpha^*$ ; a obtenção de idênticos valores de  $C\alpha^*$  para aterros com diferentes geometrias e histórias construtivas, leva o autor a considerar este parâmetro como intrínseco dos resíduos, contrariamente ao coeficiente  $C\alpha'$  proposto por Sowers (1973, § 3.4.2). A reduzida influência da idade dos resíduos e da aplicação de sobrecargas nos valores de  $C\alpha^*$  é expressa na Figura 3.17, que representa os valores de  $C\alpha^*$  obtidos, para diferentes períodos de tempo, após o encerramento do aterro de Montreal (Figura 3.17a), e os obtidos no aterro de Chatuzange, antes e após a aplicação da sobrecarga associada à colocação da coluna 2 de resíduos (Figura 3.17b).

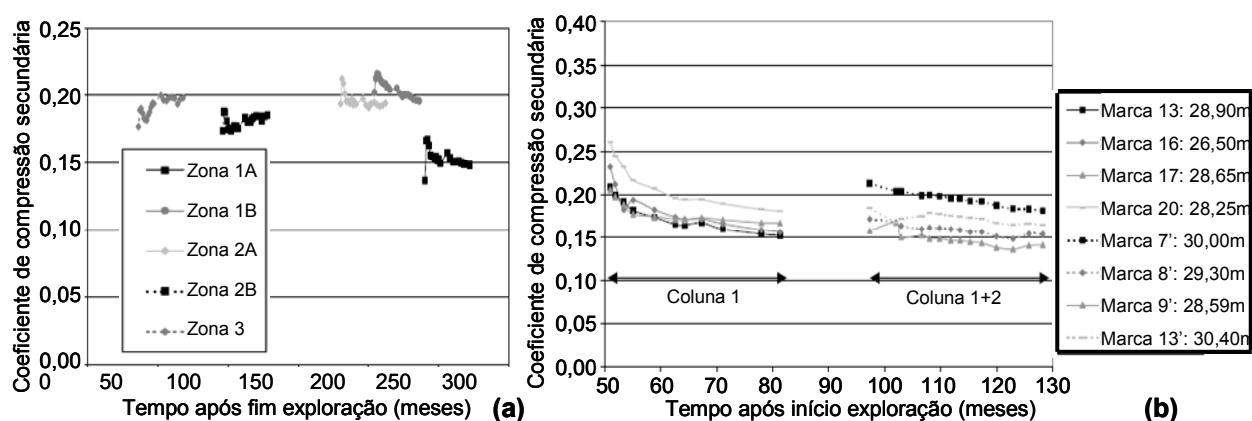


Figura 3.17 – Variação do coeficiente de compressão secundária com: (a) idade dos resíduos; (b) antes e após aplicação de sobrecarga (Olivier, 2003).

Quadro 3.4 – Resumo de instrumentação de 6 aterros sanitários (Olivier, 2003).

Características do Aterro	Torcy (França)	Montech (França)	Lapouyade (França)	Chatuzange (França)	Lons-le-Saunier (França)	Montreal (Canadá)
Início exploração	1994	1988	1997	1992	1998	1968
Fim exploração	2001	1998	2001	2001	2001	1990
H <sub>RSU</sub> (m)	17	20 – 22	7 – 16	4 – 37	10	57 – 78
Tipo RSU	RIB: 31% finos; 22% papel/cartão; 20% plásticos; 11% têxteis; 7% inertes; 6% madeira; 3% metais	RIB+MO: 62% domésticos; 21% escombros; 5% RIB; 6% refugo de compostagem; 25% resíduos verdes, fruta e legumes; 4% borracha; 2% escórias; 1% lamas e gorduras	MO+RIB A1 a A6: 44% domésticos; 21% escombros; 19% RIB; 6% refugo de compostagem; 5% resíduos verdes; 4% madeira; A7 a A15: 34% domésticos; 21% escombros; 33% RIB; 8% refugo de compostagem; 4% resíduos automóveis; 2% escórias	MO+RIB: 59% MO; 18% RIB; 7% lamas; 7% refugo triagem; 5% refugo de compostagem; 2% inertes; 2% escórias;	Diversos: Escombros domésticos; resíduos finos de incineração (< 35mm); resíduos finos da triagem (< 35mm); refugo da triagem. Com recirculação de lixiviados em certos períodos.	-
$\gamma_0$ (KN/m <sup>3</sup> )	11,9 a 15,9	9,3	9,0 (A10)	9,3 a 10,4	9,2	-
Instrumentação:	1996 – 2003 Durante e pós exploração	1994 – 2003; Pós exploração	1999 – 2003 Pós explor.: A1 a A6 Durante e pós explor: A7 a A15	1996 – 2003 Durante e pós exploração	2001 – 2003 Pós exploração	1992 – 2001 Pós exploração
Nº de Zonas	1	8: C a H, P e Q	6: A1 a A6 RSU antigos (34-46 meses) 9: A7 a A15 RSU recentes	3: AA', A''B, C	2: UT1 e UT2	5: 1A, 1B, 2A, 2B, 3
Tipo	Assentamentos internos e superficiais, tensões totais, temperatura	Assentamentos da superfície, inclinómetro horizontal sob cobertura	Assentamentos da superfície	Assentamentos internos e superficiais	Assentamentos da superfície	Assentamentos da superfície
Cc <sup>**</sup>	Leituras sem precisão	-	0,11-0,17 ( $\sigma_c=40$ kPa)	0,12-0,27 ( $\sigma_c=40$ kPa)	-	-
C $\alpha$ <sup>**</sup> (t <sub>0</sub> =início leituras)	0,11 – 0,13	0,07 – 0,11	0,02 – 0,15	0,10 – 0,20	0,03 – 0,09	1A: 0,15 – 0,16 Outros: 0,18 – 0,21

### Aterros Experimentais

Na Figura 3.18 apresentam-se resultados do controlo de assentamentos realizado por Stulgis *et al* (1995), após construção de um aterro experimental em solos sobre um aterro sanitário dos EUA (Massachusetts), com o objectivo de avaliar os parâmetros de compressibilidade dos resíduos. O controlo dos assentamentos foi efectuado a partir do topo do aterro sanitário, ou seja, da base do aterro de solos (pontos SP-N), e a partir da base da camada de cobertura do aterro sanitário (constituída por cinzas estabilizadas, com uma espessura variável entre 0,46 m e 3,96 m, pontos BP), de forma a permitir diferenciar os assentamentos dos RSU dos da camada de cobertura. Os registos obtidos demonstram que os assentamentos da camada de cobertura correspondem a cerca de um terço dos assentamentos totais (RSU+cobertura) obtidos para a zona central do aterro.

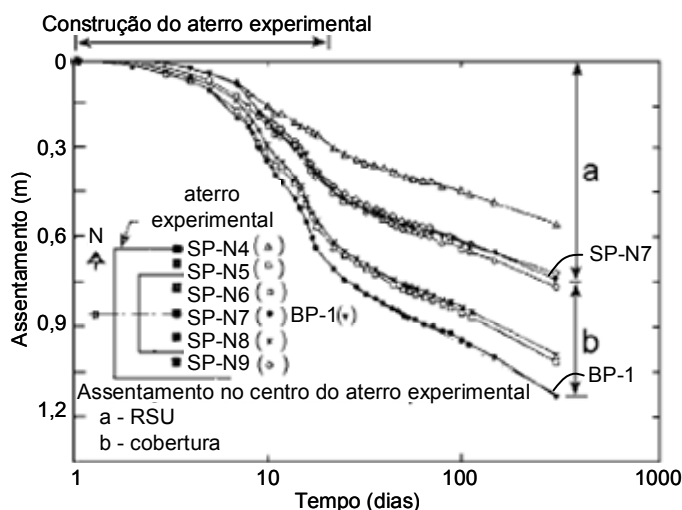


Figura 3.18 – Assentamentos em aterro experimental (Stulgis *et al*, 1995).

Um estudo mais completo realizado em dois aterros no sul de Inglaterra (Brogborough e Calvert) é apresentado por Watts & Charles (1990, *in* Marques, 2001). O estudo incluiu o controlo de assentamentos de resíduos recentes, à superfície e em profundidade (através da colocação de extensómetros magnéticos no corpo de resíduos), e a realização de um ensaio de carga com 8 meses de duração, através do enchimento de uma caixa com areia ( $1,93 \times 1,75 \text{ m}^2$ ), o que corresponde a uma solicitação da ordem dos 30 kPa. No aterro de Brogborough, os pesos volúmcicos estimados dos resíduos eram de  $5,4 \text{ kN/m}^3$ , e no aterro de Calvert o valor desse parâmetro era de  $8,0 \text{ kN/m}^3$ . Na Figura 3.19 apresentam-se os assentamentos totais obtidos ao fim de 47 dias, para o local onde foi realizado o ensaio de carga e para uma área fora da influência deste. Os resultados obtidos mostram uma profundidade de influência da aplicação da carga de cerca de  $1,5 \times B$  (em que B é a largura da base da caixa); um módulo de compressão volumétrica, M (razão entre o incremento de carga e a deformação produzida em compressão unidimensional), de  $1000 \text{ kN/m}^2$ ; e coeficientes de compressão devido à fluência,  $C_{\alpha}$ , de 0,02 e devido aos processos de biodegradação,  $C_{\alpha\beta}$ , de 0,1 para o aterro de Brogborough e de 0,23 para o aterro de Calvert. Os autores realçam ainda a

dificuldade em definir o tempo de início dos processos de biodecomposição (tempo correspondente ao fim da deposição ou meio enchimento do aterro) e a sua influência nos valores dos coeficientes obtidos.

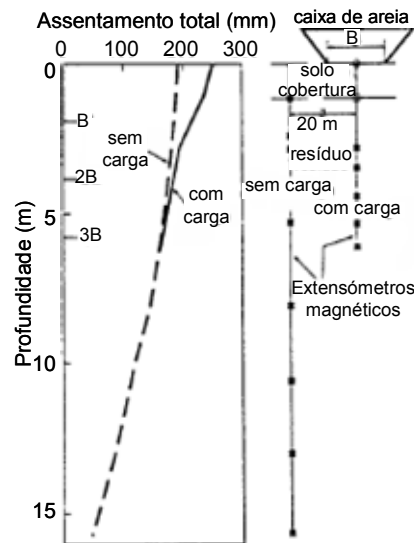


Figura 3.19 – Assentamento em função da profundidade ao fim de 47 dias (Watts & Charles, 1990).

Resultados de assentamentos superficiais, por um período de 4 anos, de 6 aterros experimentais (com 30x30 m<sup>2</sup> de área e 15 m de altura) construídos com diferentes pesos volúnicos iniciais (6,9 a 7,6 kN/m<sup>3</sup>) e com diferentes condições de biodegradabilidade (adição de água, lamas de ETAR e recirculação de lixiviados) são apresentados por El-Fadel & Al-Rashed (1998, *in* Marques, 2001). Os resultados obtidos evidenciam um aumento da velocidade de assentamento para os resíduos com maior teor em água (aos quais foi adicionada água ou feita recirculação de lixiviados) o que, segundo os autores, se deve a uma aceleração dos processos de biodecomposição, e valores do coeficiente de compressão secundária intermédia,  $C\alpha_1'$ , e do coeficiente de compressão secundária a longo prazo,  $C\alpha_2'$ , respectivamente, de 0,015 e 0,132 para os resíduos com menor teor em água, e de 0,035 a 0,25 para os resíduos com maior teor em água.

Marques (2001) procedeu também à construção de um aterro experimental com uma área de cerca de 6.900 m<sup>2</sup> e uma altura de 4 m, localizado no topo de um aterro sanitário cujo fim de exploração tinha ocorrido há 24 meses. O aterro experimental foi subdividido em diferentes áreas, às quais estavam associados diferentes métodos construtivos (alturas de camadas, número de passagens e tipo de equipamento de compactação). Os assentamentos foram controlados à superfície e no interior do aterro, através da colocação de placas com haste fixa, e durante e após o período construtivo. As deformações imediatas, devidas ao processo de compactação e de compressão primária, variaram entre 19,7 e 53,9%, estando associados coeficientes de compressão primária entre 0,098 e 0,383 (acréscimo de pressão,  $\Delta\sigma$ , entre 0,9 e 30 kPa); este parâmetro mostrou-se pouco sensível ao factor de energia de compactação,  $E^*$  (considerado como a razão entre o número de passagens e a altura da camada); os coeficientes de compressão secundária,  $C\alpha'$ , variaram entre 0,04 e 0,18 ( $t_0$  considerado como o fim da construção do aterro

experimental) e mostraram uma diminuição dos seus valores com o aumento do factor de energia de compactação.

Partindo dos registos de assentamentos de 3 aterros experimentais, um dos quais foi, ao fim de 1127 dias de monitorização, sujeito à aplicação de uma sobrecarga de 18 kPa, Tapahuasco & Murrieta (2006), obtiveram valores de coeficientes de compressão secundária intermédia e a longo prazo, respectivamente, de 0,03 a 0,036 e de 0,19 a 0,22. Os valores dos coeficientes de compressão secundária intermédios, obtidos antes e após a aplicação da sobrecarga, foram da mesma ordem de grandeza e coincidem com os obtidos pelos autores em ensaios de laboratório (edómetros de grande dimensão). Os valores deste parâmetro parecem não depender do peso volúmico inicial nem da sobrecarga aplicada, o que leva os autores a considerar que, para o mesmo tipo de resíduos e condições de exploração, este valor seja relativamente constante e não varie com a colocação de novas camadas e que, desde que se mantenha a composição gravimétrica dos resíduos, este parâmetro pode ser determinado através de ensaios de laboratório.

### 3.3.3 Ensaios de Laboratório

#### Ensaio Edométrico

O primeiro relato de ensaios com edómetros de grande dimensão, ou consolidómetros, desenvolvidos para estudar resíduos urbanos foi o de Rao *et al* (1977). Posteriormente, outros equipamentos foram desenvolvidos, mais ou menos sofisticados, essencialmente com o objectivo de estudar a compressibilidade dos resíduos devido a processos mecânicos. Em seguida, relatam-se os trabalhos desenvolvidos por alguns autores com este tipo de equipamento.

Landva & Clark (1990) realizaram uma série de ensaios num consolidómetro de grandes dimensões ( $\phi=47$  cm), com amostras provenientes de aterros sanitários do Canadá, tendo obtido valores de 0,2 a 0,4 para  $C_c'$ , e de 0,002 a 0,03 para  $C'\alpha$ . Os autores constataram que os valores de  $C'\alpha$  eram superiores em amostras de resíduos com maior teor orgânico (Figura 3.20). Landva *et al* (2000) apresentam ainda resultados de ensaios realizados num outro edómetro, de dimensões superiores ao primeiro ( $\phi=60$  cm e  $h=46$  cm). As características das amostras ensaiadas e os respectivos valores de  $C_c'$  são apresentados no Quadro 3.5, e os resultados em termos de  $C'\alpha$  variaram entre 0,010 e 0,016.

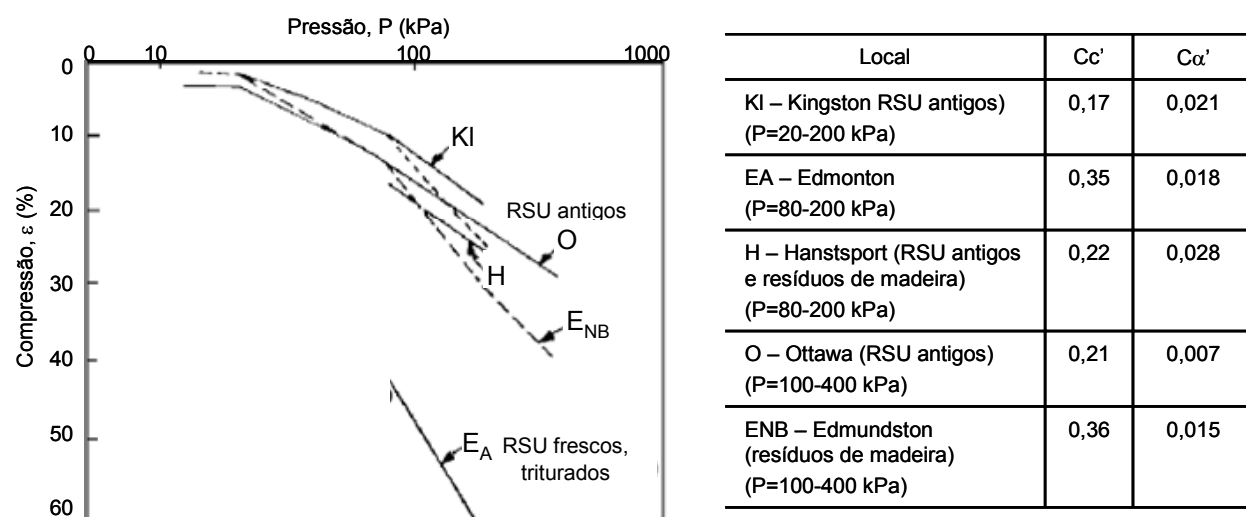


Figura 3.20 – Ensaio de compressão confinada em resíduos de aterros do Canadá (Landva & Clark, 1990).

Quadro 3.5 – Resultados obtidos por Landva *et al* (2000) em edômetros de grande dimensão.

Origem / Tipo RSU	$\gamma_0$ (kN/m <sup>3</sup> )	W (%)	$Cc'$
Aterro; 6 anos; 24,7% < 4,75mm; 52,6% plástico e papel	10,4	15,6	0,17
Aterro; 3 anos; 46,8% < 12,5mm; 35,6% plástico e papel	8,9	18,8	0,22
Artificial; 66% < 12,5mm; 10% plástico e papel	7,9	53,1	0,22
Misto; 59% < 12,5mm; 20,5% plástico e papel	7,6	51,3	0,24
Misto; 59% < 12,5mm; 20,5% plástico e papel	7,6	51,3	0,23
Misto; 43,5% < 12,5mm; 17,6% plástico e papel	8,2	-	0,21

Com o objectivo de avaliar a influência da decomposição da matéria orgânica nos assentamentos, Wardwell & Nelson (1981, *in* Manassero *et al*, 1996) realizaram duas séries de ensaios edométricos sobre RSU com distintos teores em matéria orgânica (40% e 70%), em que uma série foi “alimentada” com nutrientes suficientes (S) para promover a actividade microbiológica e a outra era deficiente em nutrientes (D). Cada ensaio teve a duração de 190 dias. Os resultados obtidos (Figura 3.21) mostraram que os assentamentos ocorridos nas amostras com nutrientes suficientes chegavam ao dobro dos verificados nas amostras deficientes em nutrientes e que os valores de  $C\alpha$  eram mais elevados para as amostras com maior teor de matéria orgânica.

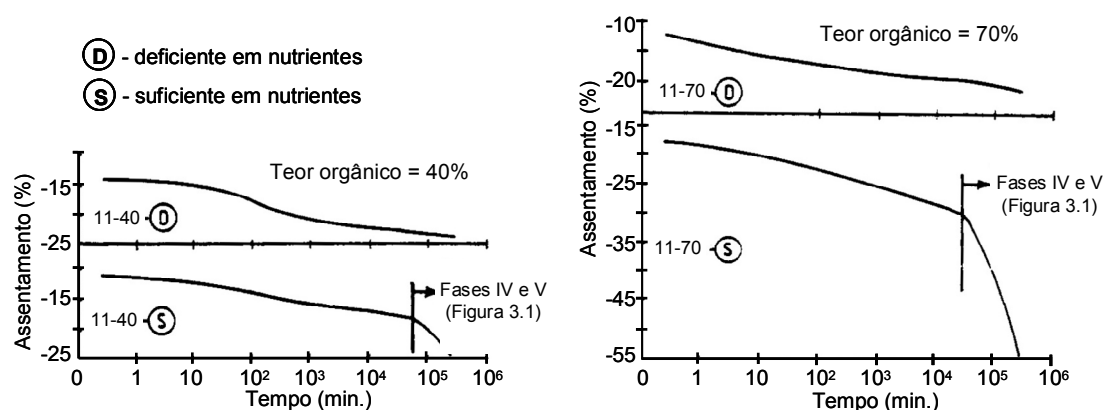


Figura 3.21 – Influência da decomposição da matéria orgânica nos assentamentos (Wardwell & Nelson 1981, *in* Manassero *et al*, 1996).



Jessberger & Kockel (1993), usando células de compressão de grande diâmetro ( $\phi=1$  m,  $h=0,2$  m), ensaiaram amostras de resíduos com 15 anos de idade, não saturadas e moldadas com  $\gamma_d$  entre 7 e 10 kN/m<sup>3</sup>. As curvas obtidas em termos de assentamento *versus* logaritmo do tempo são apresentadas na Figura 3.22, bem como os valores do módulo de rigidez,  $E_s$ .

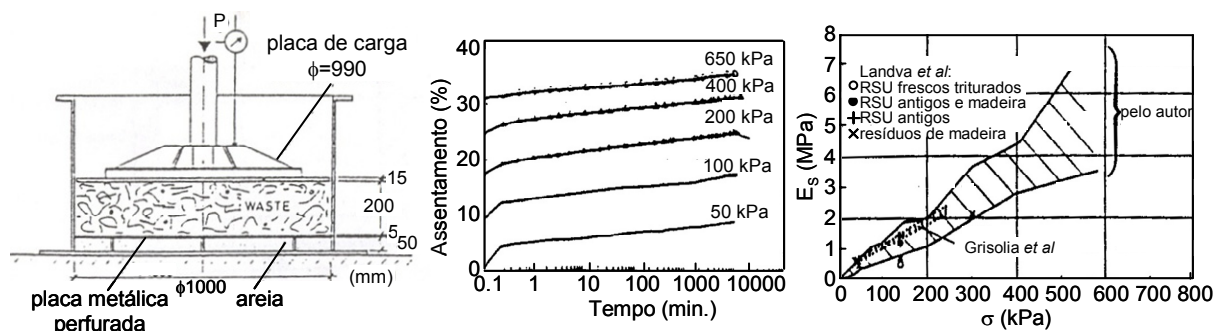


Figura 3.22 – Resultados de ensaios edométricos em RSU com 15 anos (Jessberger & Kockel, 1993).

Ainda usando edômetros de grande dimensão ( $\phi=365$  mm,  $h=385$  mm), Carvalho (1999) realizou uma série de ensaios em amostras de resíduos com cerca de 15 anos de idade (constituídos por 55% de matéria orgânica; 17% de plásticos; 10% de solos e rochas; 5% de metais; 4% de madeira; 3% de têxteis; e 2% de cada grupo: vidro, borracha e papel), moldadas com diferentes pesos volúmcos e com teores em água idênticos aos naturais, excepto numa amostra que foi previamente saturada. As curvas assentamento/logaritmo do tempo demonstram que os assentamentos primários ocorreram de forma rápida e que os secundários aumentaram linearmente com o logaritmo do tempo. As curvas índices de vazios em função da tensão aplicada obtidas para diferentes tempos, mostram paralelismo entre si e ligeira concavidade. Os resultados mostraram uma menor compressibilidade para a amostra saturada, comparativamente com as moldadas com o teor em água natural, e valores de  $Cc'$  (entre 0,17 e 0,23) e  $C\alpha'$  (0,01 a 0,016) não dependentes do peso volúmcico inicial. A título de exemplo, apresentam-se na Figura 3.23 as curvas obtidas numa das amostras ensaiadas.

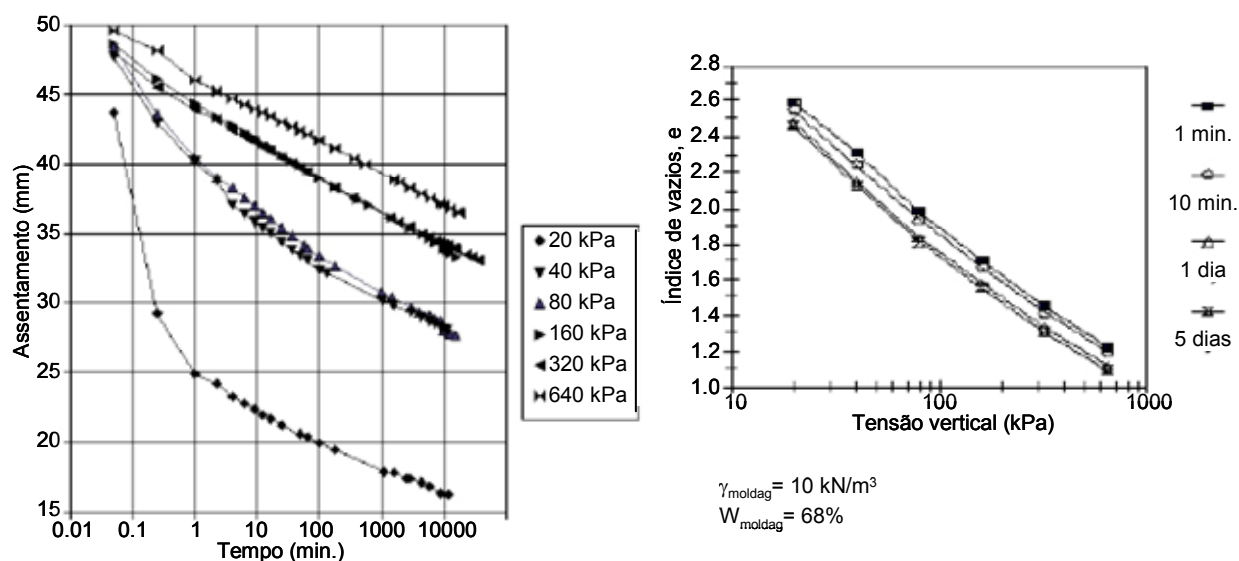


Figura 3.23 – Curvas típicas de ensaios de consolidação unidimensional (Carvalho, 1999).

Tapahuasco & Murrieta (2006) realizaram dois ensaios em edómetro de grandes dimensões ( $\phi=40$  cm,  $h=20$  cm) sobre amostras de resíduos (constituídos por 40% de matéria orgânica; 20% de papel; 20% de plásticos; 14% de finos e 16% de outros materiais) moldadas com o teor em água natural e peso volúmico de 5,5 e 6,4 kN/m<sup>3</sup>, tendo obtido valores de  $C\alpha'$  entre 0,023 e 0,036 (Figura 3.24).

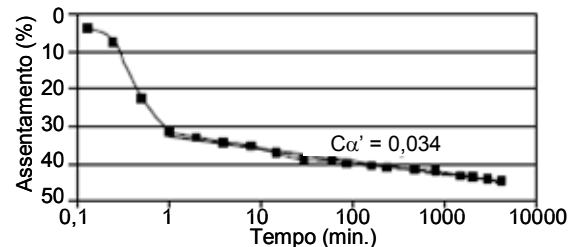


Figura 3.24 – Curvas assentamento / log t para  $P=50$  kPa (Tapahuasco & Murrieta, 2006).

Com o objectivo de avaliar o efeito da idade nas propriedades de compressibilidade dos resíduos, Machado *et al* (2006b)) realizaram ensaios num edómetro de grandes dimensões ( $\phi=548$  mm,  $h=497$  mm) sobre amostras de resíduos frescos e com 4 anos de idade provenientes do mesmo aterro (Salvador, Brasil). Os resultados obtidos forneceram valores mais elevados de  $Cc'$  (0,361) e de  $C\alpha'$  (0,0047 a 0,0334) para os resíduos frescos do que para as amostras mais antigas ( $Cc'=0,167$  a 0,195;  $C\alpha'=0,0047$  a 0,0201), sendo contudo a diferença mais significativa para  $Cc'$ . Em termos de composição, as diferenças mais significativas associadas ao envelhecimento dos resíduos são o aumento da fracção pastosa, mas com menor teor orgânico, e uma redução nas percentagens de papel/cartão e de plásticos.

Para finalizar, refere-se o trabalho realizado por Hossain *et al* (2003), em edómetros de pequena dimensão ( $\phi=63,5$  mm), com o principal objectivo de avaliar a influência do grau de decomposição na compressibilidade dos resíduos. Os autores prepararam amostras que simulavam resíduos de aterros controlados (em que a infiltração de água é reduzida, resultando em taxas de biodecomposição inferiores às óptimas) e de aterros bioreactores (em que se faz recircular lixiviados e/ou é injectada água para aumentar o teor em água e os níveis de escoamento dentro do aterro, estimulando a actividade microbiológica através de um melhor contacto entre os estratos insolúveis, os nutrientes solúveis e os microrganismos). Neste último tipo de aterros e em consequência da aceleração dos processos de biodecomposição, é usual ter-se maiores assentamentos durante a fase de deposição e maior produção de biogás, o que se traduz em várias vantagens, como por exemplo: menor risco de danificar a cobertura final por assentamento dos resíduos, maior reaproveitamento energético do biogás, aumento da densidade dos resíduos e da capacidade do aterro, e diminuição do tempo de estabilização após encerramento. Para preparação das amostras, os autores utilizaram 8 reactores para obter resíduos com diferentes graus de decomposição, simulando os dois tipos de aterros acima descritos (B1 a B4 – reactores que simulavam aterros bioreactores; C1 a C4 – reactores que simulavam aterros controlados).

O grau de decomposição dos resíduos de cada reactor foi controlado através das taxas de produção de metano e de dióxido de carbono, e, posteriormente caracterizado a partir da relação (celulose+hemicelulose)/lignina,  $(C+H)/L$ , das amostras colhidas em cada um. A celulose, a hemicelulose e

a lignina correspondem aos principais componentes biodegradáveis dos resíduos, sendo a lignina de mais lenta biodegradabilidade do que a celulose e a hemicelulose. Em cada reactor foram colhidas 3 amostras em avançada fase de decomposição (fase anaeróbia ácida, metanogénica acelerada e metanogénica desacelerada). A partir destas amostras os autores realizaram 3 séries de ensaios edométricos: 1ª série – 8 ensaios (B1 - B4; C1 - C4) com 70 dias de duração para avaliar a compressão secundária mecânica,  $C_\alpha$ , e biológica,  $C_\beta$ ; 2ª série – 4 ensaios (B1a - B4a) com 20 dias de duração para avaliar apenas a compressão secundária mecânica,  $C_\alpha$  (a degradação biológica foi impedida através da adição de ácido acético); 3ª série – 8 ensaios (B1b - B4b; C1b - C4b) com 6 a 8 horas de duração para avaliar apenas a compressão primária,  $C_c$ . No Quadro 3.6 e na Figura 3.25 apresentam-se os resultados obtidos, a partir dos quais os autores concluíram: haver uma correlação entre  $C_c$  e a relação  $(C+H)/L$ , em que  $C_c$  aumenta com a diminuição de  $(C+H)/L$ ; os valores de  $C_c$  estão de acordo com os limites propostos por Sowers (1973), (ver Quadro 3.9 e Figura 3.32), situando-se os do bioreactor próximo do limite proposto para resíduos com elevado teor orgânico, e os dos aterros controlados próximo do limite proposto para resíduos com baixo teor orgânico; os valores de  $C_\alpha$  são independentes da fase de decomposição dos resíduos, tendo variado entre 0,02 e 0,03 para todas as amostras; os valores de  $C_\beta$  variam em função da fase de decomposição, sendo mais elevados para amostras com decomposição activa e níveis significativos de produção de metano.

Quadro 3.6 – Resultados de ensaios edométricos e respectiva caracterização do grau de decomposição (Hossain *et al*, 2003).

Amostra	$(C+H)/L$	Metano (L.)	$\Delta H_p$ (%)	$C_c$	$C_\alpha$	$C_\beta$
B1	1,29	0,5	26	-	0,030	0,050
B2	0,71	70,5	30	-	0,030	0,190
B3	0,38	102,2	33,5	-	0,028	0,022
B4	0,25	53,5	35	-	0,028	0,022
C1	2,37	0	12	-	0,020	0,050
C2	1,29	0,7	22	-	0,020	0,100
C3	1,79	3	28	-	0,020	0,080
C4	0,73	13,8	35	-	0,020	0,050
B1a	1,29	-	21	-	0,015	-
B2a	0,71	-	26	-	0,030	-
B3a	0,37	-	30	-	0,025	-
B4a	0,25	-	32	-	0,030	-
B1b	1,29	-	26	0,16	-	-
B2b	0,71	-	30	0,25	-	-
B3b	0,38	-	33,5	0,37	-	-
B4b	0,25	-	35	0,35	-	-
C1b	2,37	-	12	0,16	-	-
C2b	1,29	-	22	0,16	-	-
C3b	1,79	-	28	0,20	-	-
C4b	0,73	-	35	0,25	-	-

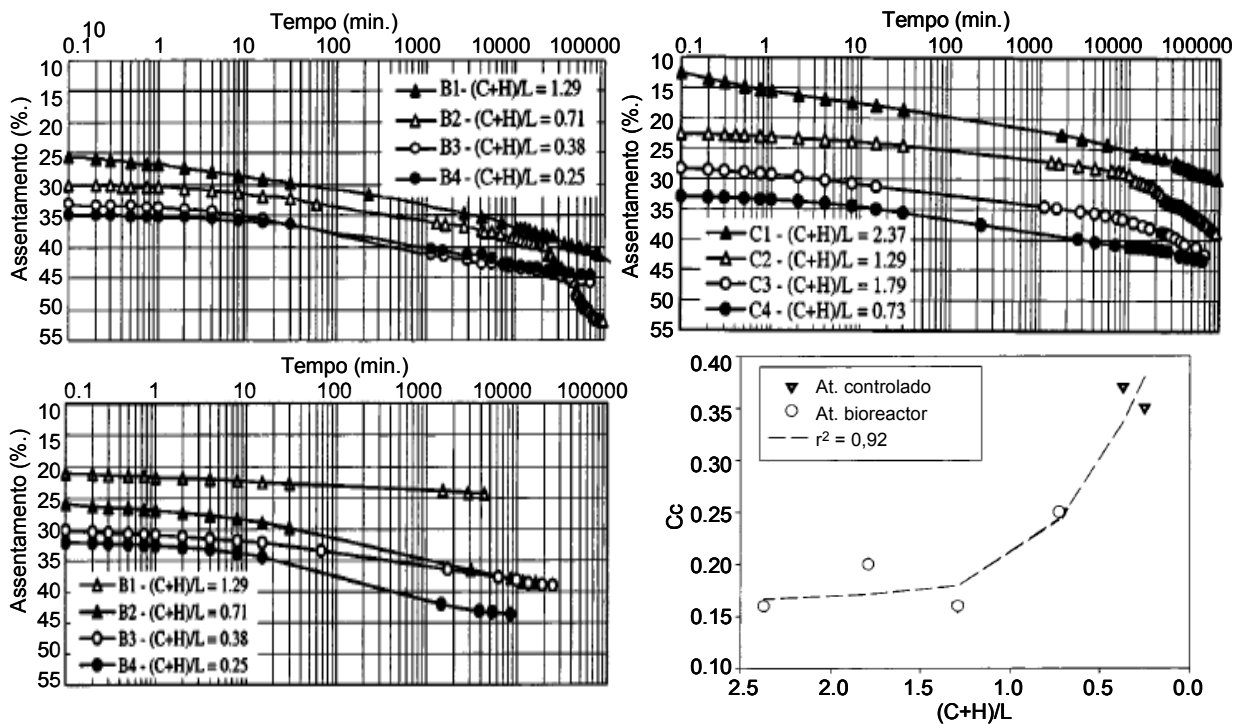


Figura 3.25 – Resultados de ensaios edométricos (Hossain *et al*, 2003).

### Células Experimentais

Apesar de em número relativamente reduzido, têm sido desenvolvidas algumas células de grande dimensão ou protótipos que permitem avaliar o comportamento mecânico de compressibilidade, bem como outros parâmetros relacionados com o comportamento hidro-bioquímico.

Um dos exemplos é a célula de compressão “Pitsea”, desenvolvida na Universidade de Southampton (UK), que permite ensaiar amostras com  $\phi=2$  m e  $h=3$  m e aplicar tensões verticais até 600 kPa (Figura 3.26). O equipamento foi desenvolvido com os objectivos principais de estudar as características hidráulicas (condutividade hidráulica, capacidade de absorção e porosidade eficaz) e de compressibilidade dos resíduos, permitindo a indução e controlo de fluxos verticais e horizontais, a recolha de lixiviados e de biogás, e o controlo das deformações (extensómetros magnéticos) e das tensões internas (células de tensões totais e intersticiais).

Resultados de ensaios realizados sobre diferentes tipos de resíduos evidenciaram uma significativa compressibilidade das partículas sólidas e, naturalmente, dos resíduos no total, reduzida recuperação da deformação na descarga, e aumento do comportamento anisotrópico (expresso pelas crescentes diferenças de valores entre a permeabilidade horizontal e a vertical) para níveis superiores de tensão aplicada (Beaven & Powrie, 1995; Powrie *et al*, 1999; Powrie *et al*, 2000).

Um resumo dos resultados obtidos é apresentado na Figura 3.27 e no Quadro 3.7 (os valores do quadro entre parêntesis são considerados pelos autores como anómalos). Os valores de  $Cc'$  obtidos variaram entre 0,2, para amostras com teor em água inicial médio, e 0,25 a 0,30, para amostras com teor em água inicial

igual à capacidade de campo. Valores mais elevados de  $Cc'$ , para amostras com maior teor em água inicial, foram também registados por Landva *et al* (2000, Quadro 3.5).

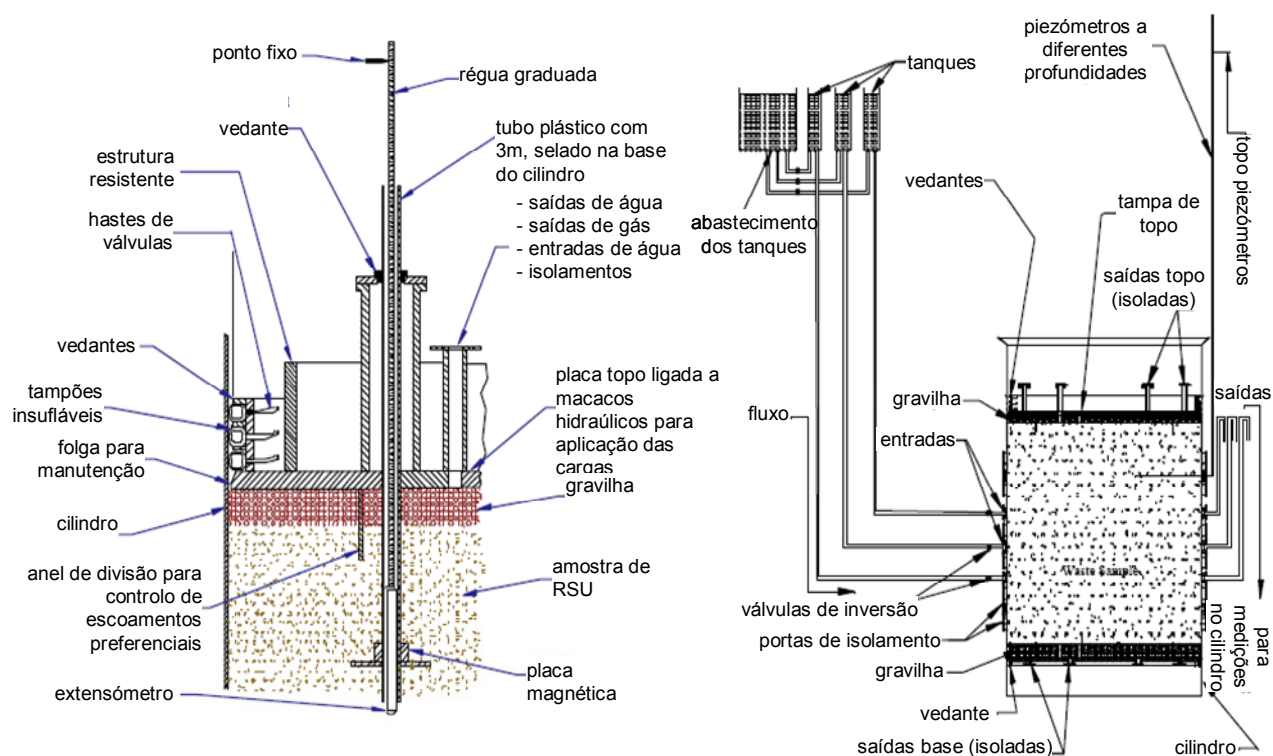


Figura 3.26 – Célula Pitsea (Powrie *et al*, 2000).

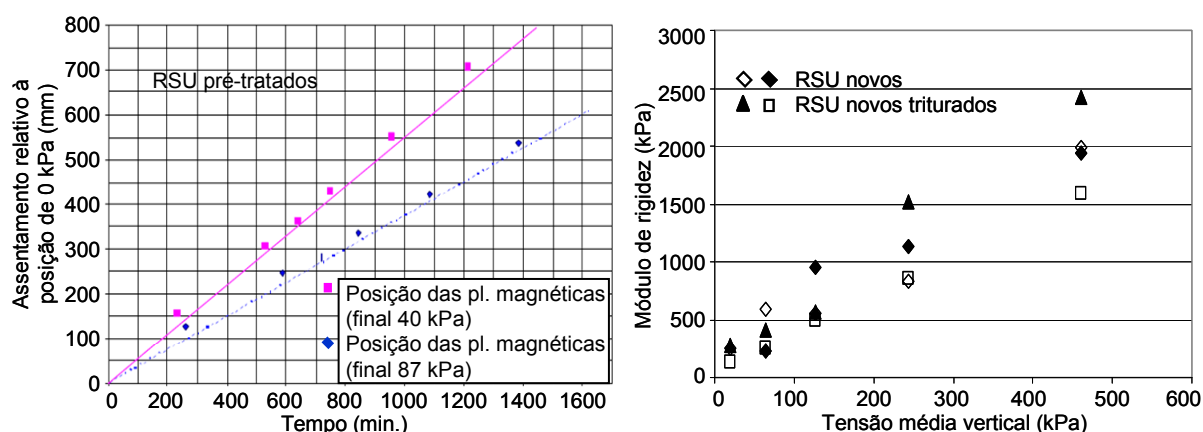


Figura 3.27 – Resultados de ensaios com a célula Pitsea (Powrie *et al*, 2000; Beaven & Powrie, 1995).

Quadro 3.7 – Variação do peso volumico das partículas e compressibilidade com a tensão aplicada (Powrie *et al*, 1999).

RSU novos	$\sigma_v$ médio no fim do escalão (kPa)	34	65	120	241	463
	$\gamma$ médio das partículas ( $\text{kN/m}^3$ )	8,8	9,7	10,2	11,7	13,0
	Compressib méd. das partículas ( $\text{MPa}^{-1}$ )	-	(5,38)	1,62	1,85	0,81
	Compressib global do resíduo ( $\text{MPa}^{-1}$ )	7,45	3,75	3,76	2,30	1,07
RSU novos triturados	$\sigma_v$ médio no fim do escalão (kPa)	35	68	127	253	486
	$\gamma$ médio das partículas ( $\text{kN/m}^3$ )	5,9	6,8	7,2	7,8	9,3
	Compressib méd. das partículas ( $\text{MPa}^{-1}$ )	-	(6,6)	1,65	1,11	(1,22)
	Compressib global do resíduo ( $\text{MPa}^{-1}$ )	7,29	6,18	4,12	1,45	0,87
RSU antigos (20 anos)	$\sigma_v$ médio no fim do escalão (kPa)	35	67	123	239	458
	$\gamma$ médio das partículas ( $\text{kN/m}^3$ )	16,4	16,2	16,4	16,9	18,6
	Compressib méd. das partículas ( $\text{MPa}^{-1}$ )	-	(-0,67)	0,36	0,49	(0,73)
	Compressib global do resíduo ( $\text{MPa}^{-1}$ )	7,38	3,85	2,91	1,57	0,66

Outro exemplo de células experimentais é a célula C4DC, construída em 1998 no *Ligrim* e melhorada posteriormente (Olivier, 2003). Trata-se de uma caixa cúbica, com um volume de cerca de  $1 \text{ m}^3$ , que permite o controlo automático das cargas (tensão vertical máxima de 130 kPa), dos deslocamentos verticais e das temperaturas internas e externas, e ainda, da drenagem e da reinjecção de lixiviados (com determinação dos respectivos valores de pH e condutividade), da recolha de biogás (ligado a um gasómetro e a um sistema de infravermelhos que permite identificar os caudais e níveis de metano e de dióxido de carbono), e da leitura das tensões horizontais (através de células colocadas nas paredes laterais). As paredes laterais são amovíveis de modo a permitir a visualização das amostras no final dos ensaios (Figura 3.28).



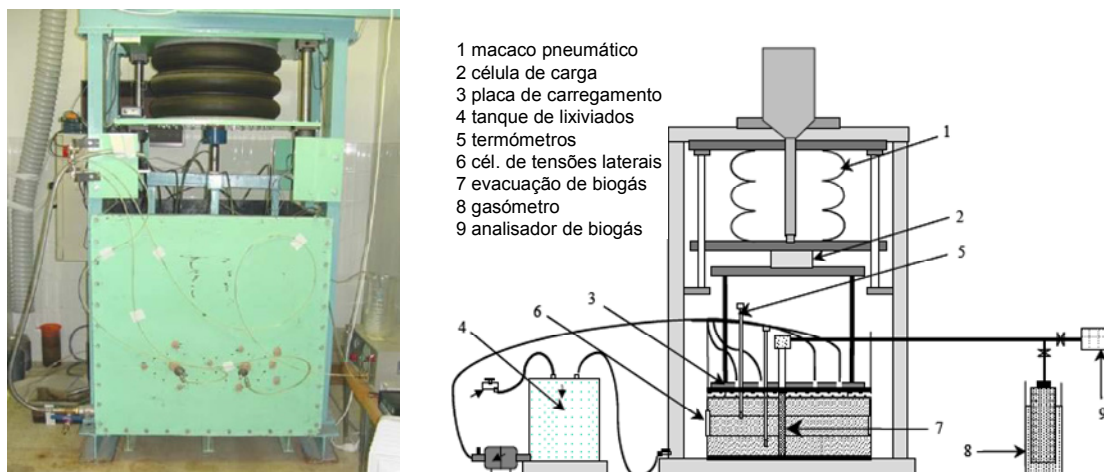


Figura 3.28 – Célula C4DC (Olivier, 2003).

Olivier (2003) realizou 2 ensaios com o mesmo tipo de resíduo artificial (constituído por 55% de matéria orgânica degradável e 45% de materiais inertes e plásticos). O primeiro ensaio foi realizado sem recirculação de lixiviados e com a aplicação de uma carga de 130 kPa, aplicada em escalões de 10 a 20 kPa e em que cada escalão teve uma duração de 22 dias ( $\gamma_0 = 6,1 \text{ kN/m}^3$ ,  $W=17,1\%$ ,  $P=130 \text{ kPa}$ ). O segundo ensaio foi realizado com reinjeção de lixiviados, controlo de temperatura (estável e de modo a facilitar o desenvolvimento de microrganismos) e com a aplicação de uma carga de 130 kPa, aplicada em escalões de 10 a 20 kPa, cada um com uma duração de apenas 7 horas ( $\gamma_0 = 6,8 \text{ kN/m}^3$ ,  $W=37,2\%$ ,  $P=130 \text{ kPa}$ ).

As condições simuladas no primeiro ensaio são de fraca biodegradabilidade e no segundo de biodegradabilidade favorável a muito favorável, já que na fase final deste ensaio se procedeu à reinjeção intensa de lixiviado. Cada um dos ensaios teve uma duração total de 10 meses. Na Figura 3.29 mostram-se as curvas relativas à compressão primária, na Figura 3.30 os gráficos relativos à compressão secundária, bem como os registos, para o mesmo período de tempo, da composição do biogás e do lixiviado e dos fluxos de lixiviado injectados e no Quadro 3.8 apresenta-se um resumo dos resultados obtidos.

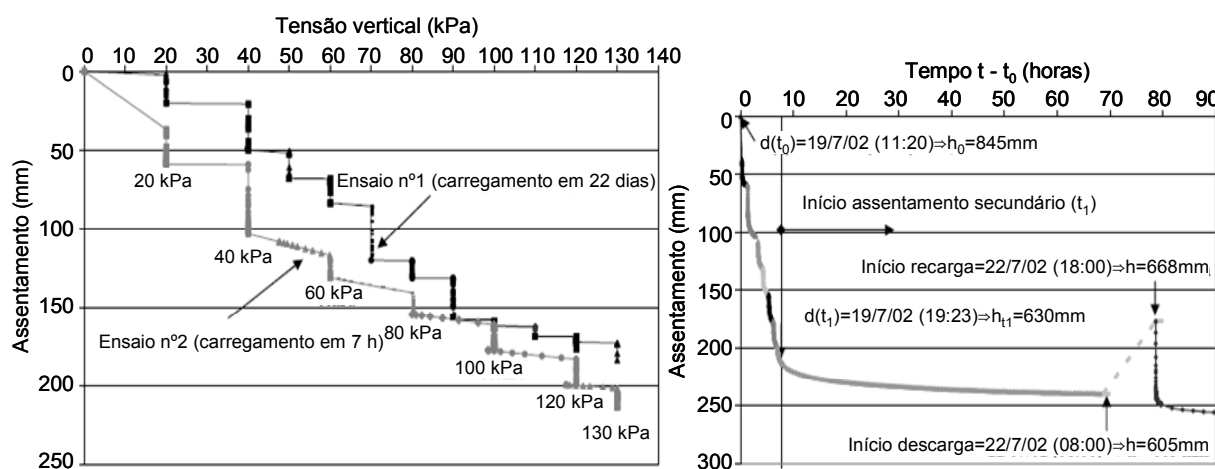


Figura 3.29 – Célula C4DC: resultados da fase de compressão primária (Olivier, 2003).

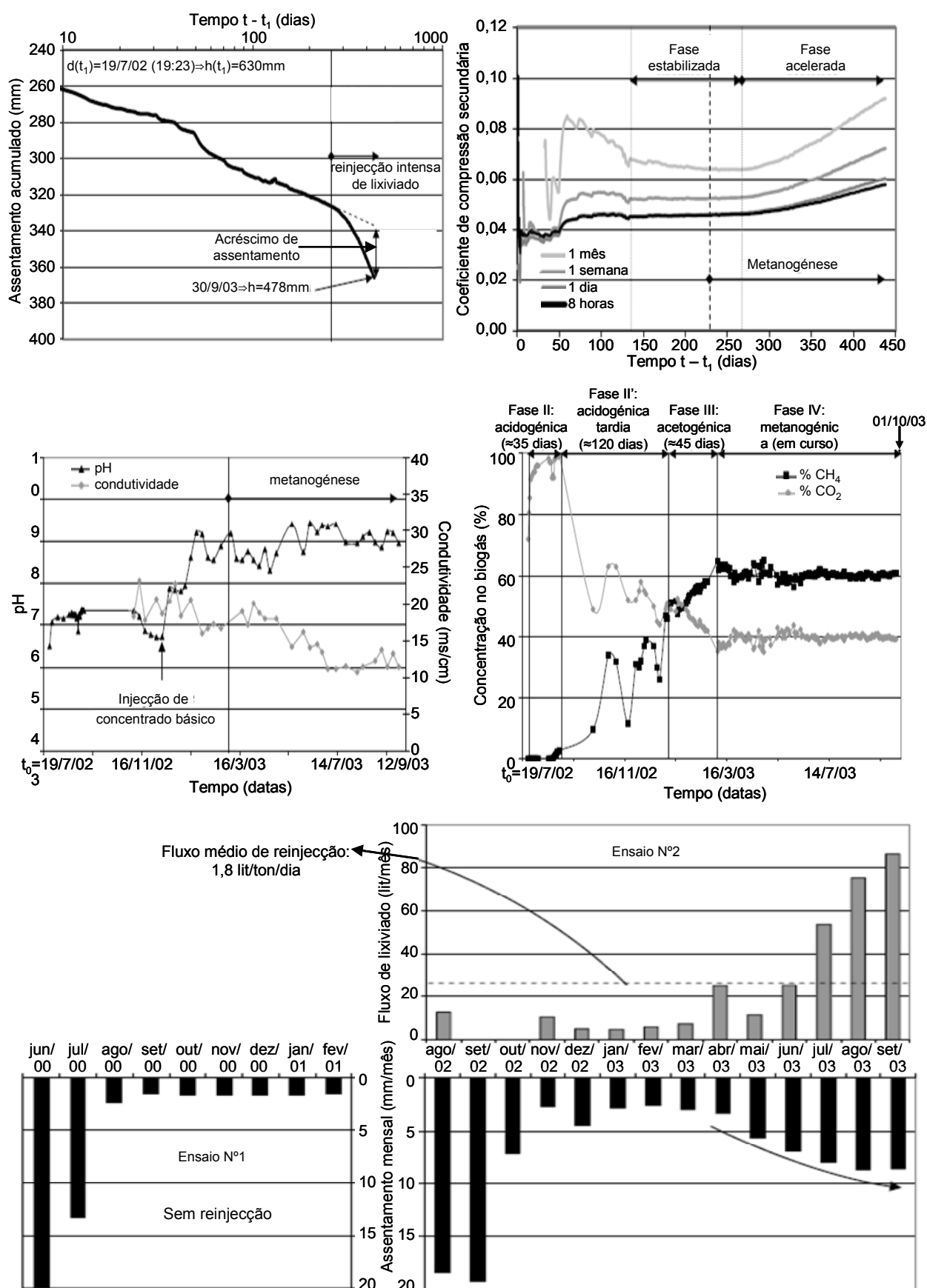


Figura 3.30 – Célula C4DC: resultados da fase de compressão secundária (Olivier, 2003).



Quadro 3.8 – Resultados de ensaios na célula C4DC (Olivier, 2003).

Ensaio	Compressão primária			Compressão secundária		Assent. Total
	$\Delta H_p/H_0$ (%)	$\sigma_c$ (kPa)	$Cc^{**}$	$\Delta H_s/H_p$ (%)	$C\alpha^{**}$	$\Delta H_T/H_0$ (%)
Nº1	21,6	20	0,12 - 0,25	não indicado	0,033	não indicado
Nº2	25,5	20	0,19 - 0,24	24	0,045 – fase estável 0,060 – fase aceler.	43

Com base nos resultados obtidos verifica-se que: os valores de  $Cc^{**}$  (designado pelo autor como coeficiente de compressão primária “intrínseco”,  $\Delta h_p/h_0 = Cc^{**} \cdot \log(\sigma/\sigma_c)$ , em que  $\sigma$  é a tensão aplicada e  $\sigma_c$  é a tensão de pré-consolidação; neste caso  $\sigma_c=20$  kPa; § 3.4.5) são da mesma ordem de grandeza nos dois ensaios (0,16 a 0,24) e coincidem com os intervalos reportados por outros autores (Landva & Clark, 1990; Landva *et al*, 2000; Jessberger & Kockel, 1993; Kavazanjian *et al*, 1999); a reinjecção intensa de lixiviados provocou uma aceleração dos processos de biodecomposição, com consequente acréscimo dos níveis de assentamentos e respectivos valores de  $C\alpha^{**}$  (designado pelo autor como coeficiente de compressão secundária “intrínseco”,  $\Delta h_s(t)/h_0 = C\alpha^{**} \cdot \log((t-t_0)/(t_1-t_0))$ , em que  $t$  é o tempo decorrido após o enchimento da célula,  $t_0$  é a origem do tempo antes da aplicação da carga e  $t_1$  o tempo correspondente ao início dos assentamentos secundários; § 3.4.5); a definição do valor de  $t_1$  (fim dos assentamentos primários) influencia significativamente os valores de  $C\alpha'$ .

Estes ensaios atestam a dependência da compressibilidade secundária dos processos de biodecomposição, não respondendo, porém, à questão de se a aceleração dos processos de biodecomposição conduz a assentamentos finais secundários iguais ou maiores do que os obtidos em processos não acelerados.

Um outro exemplo é o trabalho desenvolvido por Wall & Zeiss (1995), em que foram usadas 6 células de grande dimensão ( $\phi=0,57$  m;  $h=1,7$  m) para ensaiar RSU (constituídos por 42% de papéis, 21% de matéria orgânica, 8,5% de plásticos, 4% de têxteis, 3% de metais e 17% de finos). Em 3 das células foram criadas condições de aceleração de biodegradabilidade, através da recirculação de lixiviado e da adição de nutrientes orgânicos (reactores biológicos ou lisímetros), mantendo estáveis (fechadas) as outras 3 células. Em todas as células foi aplicada uma carga vertical de 10 kPa e os ensaios duraram 225 dias. As principais observações registadas pelos autores foram: o aumento significativo dos assentamentos imediatos e primários com o aumento do teor em água; os assentamentos imediatos, logo após aplicação da carga, da ordem de 26% e 17%, respectivamente, para os reactores biológicos (RB) e câmaras fechadas (CF); os assentamentos primários ocorreram nos primeiros 30 dias, com assentamentos adicionais de 15% e 12% e  $Cc'$  de 0,25 e 0,21, respectivamente, para os RB e CF; os valores de  $C\alpha'$  variaram entre 0,033 e 0,056 para RB e entre 0,037 e 0,049 para CF, mostrando pequena influência dos processos de biodecomposição para o tempo de ensaio, quer na magnitude, quer na velocidade dos assentamentos. Os autores admitem que, para períodos de ensaio mais longos, é provável que se verifique um aumento das velocidades de assentamento como resultado da aceleração da biodecomposição.

Por fim, referem-se os ensaios realizados por Watts *et al* (2001) numa célula construída pelo BRE - Centre for Ground Engineering and Remediation (Watford, UK), descritos e reanalisados por Olivier (2003). Trata-se de uma célula de dimensões excepcionais ( $6 \times 4 \times 4$  m<sup>3</sup>) que permite ensaiar amostras com quase 100 m<sup>3</sup>

de volume. O ensaio foi realizado com resíduos frescos provenientes dos arredores de Londres (resíduos putrescíveis, verdes, plásticos, papel e madeira), dispostos em 8 camadas com cerca de 0,5 m de altura, num total de 41,5 t. de resíduos. Cada camada foi compactada mecanicamente e o topo recoberto com 1 m de solos argilosos (equivalente a uma tensão vertical de 19 kPa), sendo o peso volúmico total médio de 5,6 kN/m<sup>3</sup> (6,9 kN/m<sup>3</sup> era o peso volúmico para um teor em água igual à capacidade de campo). O interior da célula foi instrumentado com os seguintes equipamentos: placas magnéticas e termómetros no topo de cada 2 camadas, células de tensões totais, e piezómetros pneumáticos e hidráulicos. O sistema permite ainda a leitura dos assentamentos no topo da célula, e a drenagem de lixiviados e do biogás, com controlo dos respectivos caudais (Figura 3.31a). Na Figura 3.31b) apresentam-se os resultados obtidos. A partir da reanálise dos resultados de Watts *et al* (2201), camada a camada, Olivier (2003) concluiu que (Figura 3.31b):

- a duração dos assentamentos primários de cada camada variou entre 5,05 e 5,50 dias (média 5,27 dias);
- $Cc^{**}$  variou entre 0,13 e 0,17 (para  $\sigma_c = 1$  kPa);
- $E_s = E_0 (\sigma/\sigma_c)^{0,5}$  (em que  $E_0=22$  kPa e  $\sigma_c=1$  kPa);
- $C\alpha^{**}$  variou entre 0,027 e 0,030;
- apenas a parte inferior da amostra ( $\approx 0,5$  m) se manteve saturada durante o ensaio, pelo que não influenciou a compressibilidade dos resíduos;
- a temperatura começou a diminuir ao fim de 1 mês (fim provável da fase aeróbia), sem nunca ultrapassar os 20°C;
- o pH do lixiviado era ligeiramente ácido e a concentração de metano no biogás era quase nula (<1%), o que indica que a fase metanogénica não foi atingida, pelo que os assentamentos secundários se deveram essencialmente a processos de fluência mecânica (valores de  $C\alpha^{**}$  concordantes com o ensaio nº 1 na célula C4DC).

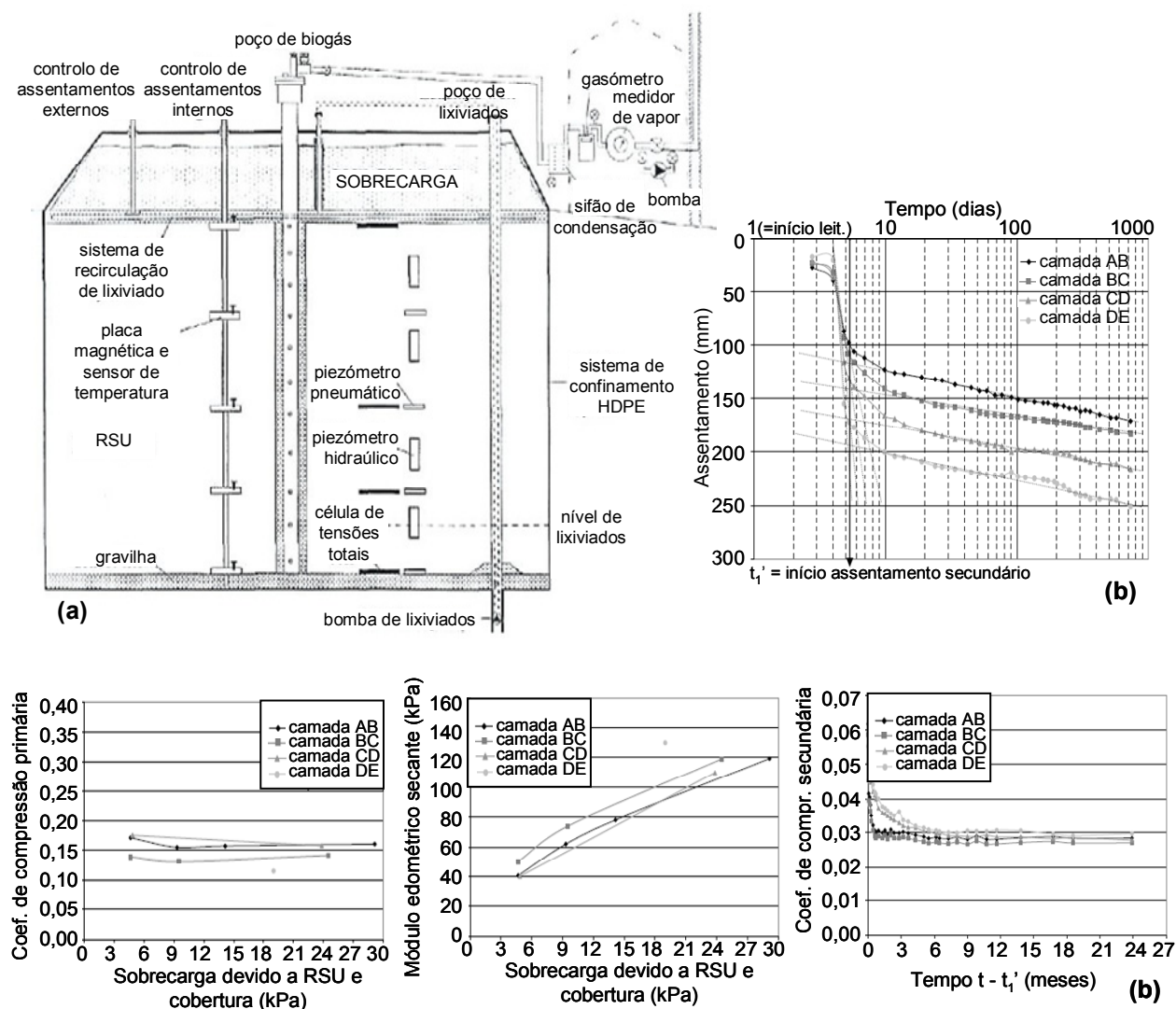


Figura 3.31 – Célula BRE: (a) equipamento (Watts *et al*, 2001); (b) resultados obtidos (Olivier, 2003).

### 3.3.4 Comentários

Nesta secção apresenta-se uma síntese dos vários resultados de coeficientes e índices de compressibilidade publicados (Quadro 3.9), algumas propostas de relações entre estes, bem como de valores limites propostos por autores a partir da compilação de valores publicados.

Quadro 3.9 - Valores dos parâmetros de compressibilidade de resíduos sólidos urbanos.

	$\gamma_0$ (kN/m <sup>3</sup> )	e <sub>0</sub>	Cc' (valor médio)	Cc (valor médio)	C' $\alpha$ (valor médio)	C $\alpha$ (valor médio)	C $\beta$ ou C $\alpha'_2$ (valor médio)	Observações
LABORATÓRIO								
Sowers (1973)	-	2 a 15	0,15e <sub>0</sub> a 0,55e <sub>0</sub>	-		0,03e <sub>0</sub> a 0,09e <sub>0</sub>	-	21 ensaios edométricos
Rao <i>et al</i> (1977) <sup>a),d)</sup>	2,3 a 4,1	-	0,160 a 0,235	-	0,012 a 0,046		-	Edóm. grande dimensão
Sargunan <i>et al</i> (1986) <sup>a)</sup>	6,0	2,86	0,114	0,44	0,0009 a 0,0013	0,0036 a 0,005	-	Edómetro (56% putrescíveis; 14% metal+papel; 30% inertes)
Landva & Clark, (1990)	-	-	0,17 a 0,36	-	0,002 a 0,03	-	-	Edóm. grande dimensão P=20 a 400 kPa
Boutwell & Fiore (1995)	-	-	-	0,04 a 0,3	-	0,004 a 0,04	0,02 a 0,5	Compilação de valores
Gabr & Valero (1995)	-	1 a 3	0,15 a 0,22	0,4 a 0,9	-	0,03 a 0,009	-	Edóm. pequena dimensão. RSU de 15 a 30 anos, P=3 a 1440 kPa
Lee & Park (1999)	-	-	-	-	-	(0,063)	(0,149)	Edóm. grande dimensão
Landva <i>et al</i> (2000)	7,6 a 10,4	-	0,17 a 0,24	-	0,01 a 0,016	-	-	Edóm. grande dimensão. P=2 a 2000 kPa,
Carvalho (1999)	8 a 14	1,7 a 3,6 (2,8)	0,17 a 0,23 (0,20)	0,56 a 0,92 (0,76)	0,0105 a 0,016; (0,013)	0,021 a 0,044 (0,032)	-	Edóm. grande dimensão. RSU de 15 anos, P=40 a 640kPa
Hossain <i>et al</i> (2003)	-	-	-	0,16 a 0,37	-	0,015 a 0,03	0,022 a 0,19	Edóm. pequena dimensão. P=50 a 1050 kPa,
Tapahuasco & Murrieta (2006)	5,5 a 6,4	-	-	-	0,23 a 0,36	-	-	Edóm. grande dimensão P=50 a 400kPa
Machado <i>et al</i> (2006b))	11,96 a 10,25	2,06 a 2,33	0,167 a 0,195 (0,181)	-	0,0047 a 0,0201 (0,0114)	-	-	Edóm. grande dimensão RSU de 4 anos RSU frescos . P=20 a 640 kPa
	9,44	3,47	0,361		0,0047 a 0,0334 (0,018)			
IN SITU								
Bjarngard & Edgers, 1990 <sup>a)</sup>	-	-	0,05 a 0,26; 0,14	-	0,003 a 0,038 (0,019)	-	0,017 a 0,51 (0,125)	Dados de monitorização de vários aterros
Watts & Charles (1990) <sup>a)</sup>	5,4 a 8,0	-	-	-	(0,02)	-	0,1 a 0,23	Monitorização de aterro com sobrecarga
Espinace <i>et al</i> (1991) <sup>a)</sup>	5,0 a 9,0	0,78 a 2,2	0,05 a 0,13	0,13 a 0,40	0,08 a 0,26	0,14 a 0,59	-	Monitorização de aterro
Stulgis <i>et al</i> (1995)	-	-	(0,16)	-	(0,02)	-	-	Monitorização de aterro com sobrecarga

Quadro 3.9 - Valores dos parâmetros de compressibilidade de resíduos sólidos urbanos (continuação).

	$\gamma_0$ (kN/m <sup>3</sup> )	$e_0$	$Cc'$ (valor médio)	$Cc$ (valor médio)	$C'\alpha$ (valor médio)	$C\alpha$ (valor médio)	$C\beta$ ou $C\alpha'_2$ (valor médio)	Observações
Wall & Zeis (1995)	- 2,68 2,25	-	- 0,25 0,21	-	- 0,033 a 0,056; 0,037 a 0,049	-	-	Cél. de grande dimensão: com actividade biológica sem actividade biológica
Gonzalez (1995)	-	-	-	-	0,02 a 0,16; (0,044 a 0,105)	-	-	Monitorização de aterro
Boutwell & Fiore (1995)	-	-	0,09 a 0,19	-	0,007 a 0,012	-	-	Monitorização de aterro com sobrecarga
Stulgis <i>et al</i> (1995)	-	-	(0,16)	-	(0,02)	-	-	Monitorização de aterro com sobrecarga
Konig <i>et al</i> (1996) <sup>c)</sup>	-	-	-	-	0,021 a 0,039 (0,03)	-	0,066 a 0,138 (0,102)	Dados de monitorização de vários aterros
Coumoulos & Koryalos (1997 e 1999)	-	-	-	-	0,02 a 0,25	-	-	Dados de monitorização de vários aterros
El Fadel & Al-Rashed (1998) <sup>a)</sup>	6,9 a 7,6	-	-	-	0,15 a 0,35	-	0,132 a 0,25	Monitorização de aterro bioreactor
Lee & Park (1999)	-	-	-	-	0,014 a 0,031	-	-	Dados de monitorização de vários aterros
Carvalho (1999)	-	-	-	-	(0,010)	-	(0,083)	Monitorização de aterro
Pereira (2000)	-	-	0,052 a 0,118	-	0,017 a 0,081	-	-	Monitorização de aterro com e sem sobrecarga
Sharma (2000) <sup>a)</sup>	-	-	-	-	0,02 a 0,28	-	-	Monitorização de aterro com e sem sobrecarga
Earth Tech. Consultants (2001) <sup>b)</sup>	-	-	-	-	0,18 a 0,26	-	-	Monitorização de aterro bioreactor
Marques (2001)	-	-	0,096 a 0,38 (0,096 a 0,132)	-	0,04 a 0,187	-	-	Monitorização de aterro com sobrecarga
Park <i>et al</i> (2002)	-	-	-	-	0,014 a 0,063	-	0,08 a 0,34	Dados de monitorização de vários aterros
Olivier (2003)	-	-	0,11 a 0,27	-	0,02 a 0,21 (0,08 a 0,12)	-	-	Dados de monitorização de vários aterros
Tapahuasco & Murrieta (2006)	-	-	0,10	-	0,03 a 0,036	-	0,19 a 0,22	Monitorização de aterro com e sem sobrecarga

<sup>a)</sup> - in Marques (2001); <sup>b)</sup> in Hossain *et al* (2003); <sup>c)</sup> in Kockel *et al* (1997); <sup>d)</sup> in Wall & Zeiss (1995)

Sowers (1973), reanalisando resultados obtidos em células experimentais de grande diâmetro, apresenta uma proposta de valores limite para os índices de compressão primária,  $C_c = \Delta e / \Delta \log \sigma$ , e secundária,  $C_\alpha = \Delta e_s / \Delta \log t$ , em função do índice de vazios inicial dos resíduos,  $e_0$ . Os limites propostos por Sowers (1973), acrescidos de dados obtidos por Gabr & Valero (1995), Wall & Zeiss (1995), Carvalho (1999) e Hossain *et al* (2003) são apresentados na Figura 3.32. Boutwell & Fiore (1995) chegam a valores entre 0,058 e 0,073 para a relação  $C_\alpha/C_c$ , idênticos aos propostos para solos turfosos (0,075 a 0,085, Mesri & Godlewski, 1977, *in* Carvalho, 1999).

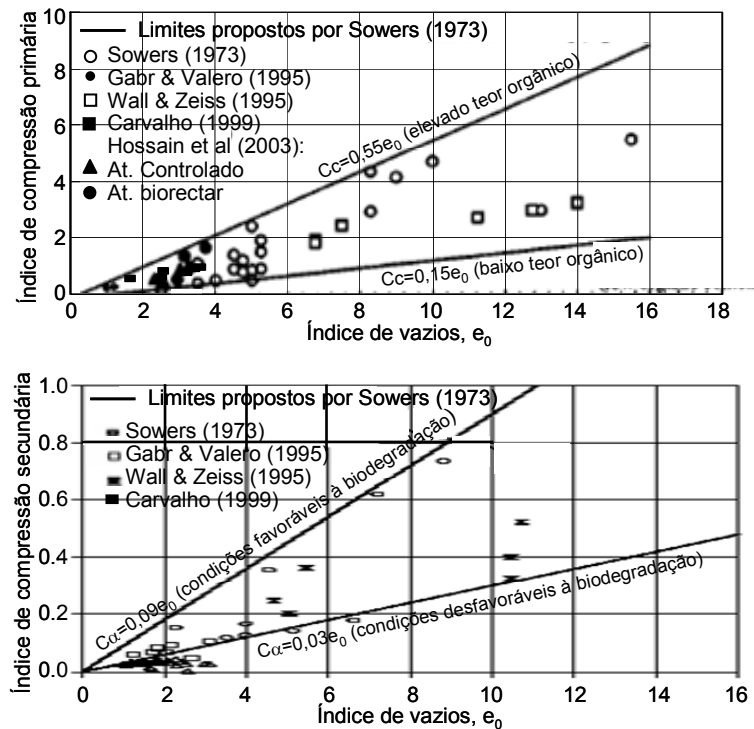


Figura 3.32 – Variação de  $C_c'$  e  $C_\alpha'$  com o índice de vazios inicial,  $e_0$ .

Manassero *et al* (1996) apresentam uma compilação de valores de  $C_\alpha'$  em função da altura dos aterros (Figura 3.33).

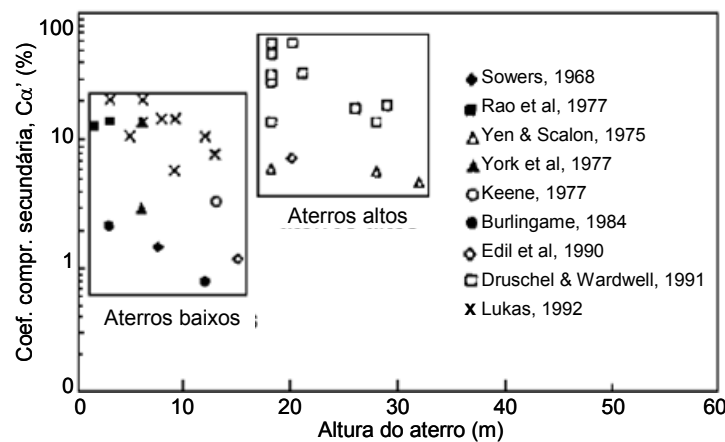


Figura 3.33 – Variação de  $C_\alpha'$  com a altura dos aterros (Manassero *et al*, 1996).

Em termos de módulo de rigidez, König *et al* (1996, *in* Kockel *et al*, 1997), partindo dos resultados de 21 ensaios laboratoriais realizados sobre amostras provenientes de aterros sanitários alemães, propõem a seguinte relação teórica entre  $E_s$  e  $\sigma$ :

$$E_s (\text{MPa}) = a + b \cdot \sigma \quad (3.3)$$

Os valores obtidos pelos autores para os parâmetros  $a$  e  $b$  estão indicados no Quadro 3.10.

Quadro 3.10 – Valores dos parâmetros  $a$  e  $b$  obtidos por König *et al* (1996).

	$a$ (kN/m <sup>2</sup> )	$b$
Média	-200	11,7
Desvio padrão	206	1,72
Limite superior (intervalo de confiança de 95%)	-106	12,5
Limite inferior (intervalo de confiança de 95%)	-294	10,9

Os autores salientam que a relação é válida para módulos de rigidez determinados no ramo virgem da curva, dando por isso apenas informação sobre a deformabilidade de resíduos que nunca tenham estado sujeitos a cargas maiores do que as aplicadas no ensaio, e não consideram os efeitos associados aos processos físico-químicos, aos bioquímicos e à variação com o tempo.

A partir da compilação de valores de módulo de rigidez para reduzidos níveis de deformação, obtidos por diferentes métodos, Manassero *et al* (1996) propõem envolventes limites para este parâmetro (Figura 3.34, adaptada por König & Jessberger (1997) a partir de Manassero *et al*, 1996), as quais dependem de vários factores como: a composição, o grau de compactação, a presença ou não de solos de cobertura, o diâmetro da placa, o tipo de ensaios e a idade dos resíduos.

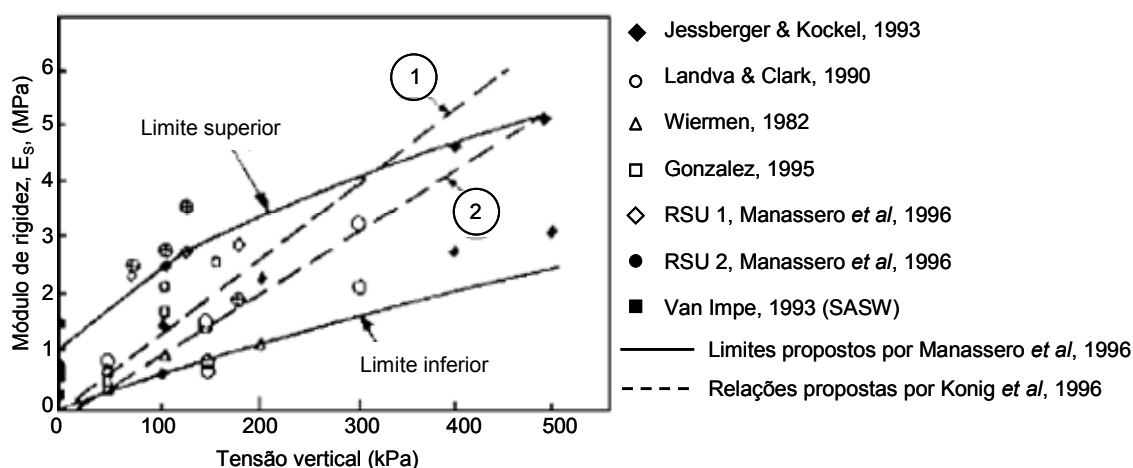


Figura 3.34 – Limites de variação do módulo de rigidez,  $E_s$ , com a tensão vertical (König & Jessberger, 1997).

Por fim, König & Jessberger (1997) apresentam também uma compilação de valores de módulos de rigidez,  $E_s$ , obtidos em ensaios de compressão de grande dimensão, em função da tensão aplicada e da idade dos resíduos (Figura 3.35).

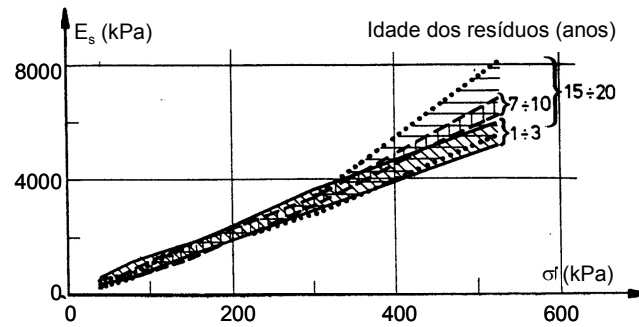


Figura 3.35 – Variação do módulo de rigidez,  $E_s$ , em função da tensão aplicada e da idade dos resíduos (Konig & Jessberger, 1997).

### 3.4. MODELOS DE COMPRESSIBILIDADE

#### 3.4.1 Introdução

A elevada compressibilidade dos resíduos é um dos principais factores responsável pelo mau comportamento verificado em vários aterros sanitários. Conforme já referido, esta característica dos RSU conduz a assentamentos totais e/ou diferenciais não compatíveis com a estabilidade ou o bom funcionamento dos restantes elementos constituintes do aterro, tais como sistemas de drenagem de lixiviados e de biogás, sistemas de impermeabilização da base e da cobertura, entre outros, levando frequentemente ao seu colapso. Por outro lado, a necessidade de se rentabilizar os espaços ocupados por estas estruturas, seja através da sua ampliação para encaixe de novos volumes de RSU, seja no reaproveitamento destas áreas para outros fins (áreas verdes ou, mais raramente, edificadas) obriga a garantir condições de estabilidade do aterro, quer do ponto de vista de contaminação ambiental, quer do ponto de vista geomecânico, garantindo uma superfície estável ou, pelos menos, em que os seus movimentos possam ser previstos. Dentro dos aspectos geomecânicos os assentamentos a longo prazo são, sem dúvida, um dos aspectos mais condicionantes. Neste contexto, o estudo da compressibilidade e a previsão de assentamentos de resíduos, através de modelos desenvolvidos para o efeito, tem sido um desafio que muito tem ocupado investigadores e cientistas nos últimos anos.

A maior parte dos modelos propostos parte da aplicação directa de métodos geotécnicos ou do ajuste de funções matemáticas a dados obtidos através da monitorização de aterros sanitários, extrapolando-os para obter a previsão de assentamentos futuros. Tratam-se portanto, na sua maioria, de métodos empíricos que não permitem o estabelecimento de modelos mais sofisticados que diferenciem os vários mecanismos envolvidos nos processos de assentamentos de RSU. Todavia, a utilização destes métodos tem sido bastante útil pois, partindo de dados experimentais que correspondem a diferentes cenários, é possível aplicar os modelos desenvolvidos e obter intervalos de valores orientativos aplicáveis a casos-tipo. Esta metodologia torna-se necessária tendo em conta a dificuldade em obter *a priori* as características destes materiais através de ensaios de laboratório. Contudo, uma das principais desvantagens destes modelos é a impossibilidade da sua utilização em fase de projecto, já que implicam o conhecimento de uma série de dados iniciais de assentamentos para posterior ajuste dos modelos, e o facto de estes só fornecerem bons



resultados quando se dispõe de dados de assentamentos relativamente longos no tempo, de modo a representarem os mecanismos mais relevantes.

Grande número de modelos propostos parte da análise da velocidade com que os assentamentos ocorrem (Yen & Scanlon, 1975; Edgers *et al*, 1992; Cousmoulos & Koryalos, 1997; entre outros) e da sua variação em função do tempo. O uso da velocidade tem como vantagem o permitir agrupar e comparar dados de distintos pontos de um aterro ou de diferentes aterros, evidenciando a atenuação ou a aceleração dos assentamentos.

Como referido no § 3.2 os assentamentos de RSU apresentam 3 fases distintas: imediatos, primários e secundários. Os primeiros ocorrem de forma quase imediata após aplicação de novas cargas e dependem essencialmente da composição inicial (tipo e humidade) e do método de deposição (peso volúmico, porosidade inicial, altura de camadas e método de compactação); os primários ocorrem de forma rápida e são resultantes essencialmente de ações mecânicas, com pequeno ou nenhum aumento das pressões intersticiais; e os secundários devem-se essencialmente a fenómenos de fluência mecânica e a processos de biodecomposição, sendo, por vezes, subdivididos em duas fases. Como os assentamentos iniciais são imediatos e a definição do módulo de elasticidade é difícil, os assentamentos imediatos são geralmente acrescidos aos primários, já que ambos resultam da aplicação de cargas (Bosco, 2006). Vários dos modelos propostos consideram apenas os assentamentos a longo prazo, incluindo ou não os processos de alteração bioquímica e físico-químicos. Por este motivo, apresenta-se de seguida vários dos modelos propostos na bibliografia, agrupados em função do tipo de assentamentos ou mecanismos considerados (Quadro 3.11).

Quadro 3.11 – Principais modelos de previsão de assentamentos.

MODELO	TIPO DE FUNÇÃO	FASES DE COMPRESSÃO
Sowers, 1973	Função logarítmica, a partir das teorias de compressão primária e secundária de solos (Terzaghi, 1943 e Buisman, 1936).	Primária + secundária
Ranguette <i>et al</i> , 1989	Função exponencial adaptada do modelo reológico para solos turfosos (Gibson & Lo, 1961)	Primária + secundária
Bjarngard & Edgers, 1990	Função logarítmica, adaptada a partir da proposta de Sowers (1973).	Primária + secundária (intermédia+longo prazo)
ISPM, 1998	Função logarítmica, adaptada a partir da proposta de Sowers (1973).	Primária + secundária
Yen & Scanlon, 1975	Função logarítmica	Secundária
Edil <i>et al</i> , 1990	Função potencia	Secundária
Coumoulos & Koryalos, 1997	Funções logarítmica e hiperbólica	Secundária
Ling <i>et al</i> , 1998	Função hiperbólica	Secundária
Gandolla <i>et al</i> 1992	Função exponencial	Secundária biológica

Quadro 3.11 – Principais modelos de previsão de assentamentos (continuação).

MODELO	TIPO DE FUNÇÃO	FASES DE COMPRESSÃO
Edgers <i>et al</i> , 1992	Função exponencial	Secundária mecânica e biológica
Meruelo, 1994	Função exponencial	Secundária biológica
Soler <i>et al</i> , 1995	Função exponencial	Secundária biológica
Park & Lee, 1997	Funções logarítmica e exponencial	Secundária mecânica e biológica
Leonard <i>et al</i> , 2000	Funções logarítmica e exponencial	Secundária mecânica e biológica
Simões, 2000	Funções logarítmica e exponencial	Primária + secundária (mecânica e biológica)
Compósito, 2001	Funções logarítmica e exponencial	Primária + secundária (mecânica e biológica)

### 3.4.2 Modelo de Sowers (1973)

Sowers foi o primeiro investigador a tentar adaptar os modelos de compressibilidade de solos aos resíduos, tendo para tal partido das teorias clássicas de compressão primária e secundária de solos propostas, respectivamente, por Terzaghi (1943) e por Buisman (1936). Esta transposição limita-se a condições edométricas (assentamento de uma coluna de resíduos em que as deformações laterais são desprezíveis), ou seja, de resíduos suficientemente afastados dos taludes.

Sowers propõe que os assentamentos se dividam em 2 fases: primários e secundários. Os primários são resultantes essencialmente de acções mecânicas – consolidação primária, ocorrem de forma rápida (duração igual ou inferior a 1 mês) e com pequeno ou nenhum aumento das pressões intersticiais. Os assentamentos secundários são resultantes da decomposição (físico-química e bioquímica) da matéria orgânica e dos processos de fluência mecânica. Segundo o autor os índices de compressão primária e secundária,  $C_c$  e  $C_\alpha$ , respectivamente, dependem do índice de vazios inicial e para cada índice de vazios há uma gama possível de valores em função do potencial de alteração físico-química e bioquímica, tendo estes parâmetros valores mais elevados quanto maior for o conteúdo em matéria orgânica e mais favoráveis forem as condições ambientais para os processos de decomposição ( $C_c=0,15e_0$  e  $C_\alpha=0,03e_0$  para aterros com baixo teor em matéria orgânica e condições de decomposição desfavoráveis; e  $C_c=0,55e_0$  e  $C_\alpha=0,09e_0$  para aterros com alto teor em matéria orgânica e condições de decomposição favoráveis; Figura 3.32). Quando em condições ambientais estáveis, Sowers considera que os assentamentos secundários variam de forma linear com o logaritmo do tempo, considerando-os, por isso, semelhantes ao dos solos.

O índice de vazios inicial é difícil de avaliar, pelo que é usual utilizar  $C_c'$  e  $C_\alpha'$  determinados por retroanálise, a partir de ensaios de carga ou dos assentamentos medidos a partir da superfície do aterro, correspondendo, respectivamente, ao declive das curvas  $\Delta H/H$  versus logaritmo da tensão,  $\sigma$ , e  $\Delta H/H$  versus logaritmo do tempo,  $t$ .

Segundo este modelo os assentamentos totais,  $\Delta H$ , primários,  $\Delta H_p$ , e secundários,  $\Delta H_s$ , dos resíduos são expressos pelas seguintes equações:

$$\Delta H = \Delta H_p + \Delta H_s \quad (3.4)$$

$$\Delta H_p = H_0 \cdot \frac{Cc}{1 + e_0} \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0} \quad (3.5)$$

$$\Delta H_s = H \cdot \frac{C\alpha}{1 + e_0} \cdot \log \frac{t_2}{t_1} \quad (3.6)$$

Os valores de  $Cc'$  e de  $C\alpha'$  podem ser obtidos através das equações (3.1) e (3.2), respectivamente. Nas equações (3.4) a (3.6)  $H_0$  é a altura inicial do aterro ou da camada,  $H$  é a altura do aterro para o tempo  $t_1$ ,  $t_2$  é o tempo de estimativa dos assentamentos,  $t_1$  é o tempo de início da consolidação secundária,  $\sigma'_0$  é a tensão efectiva inicial no meio da camada, e  $\Delta \sigma'$  a sobrecarga efectiva aplicada. À definição de  $t_0$ ,  $t_1$  e respectivos valores de  $H$  está associada bastante imprecisão, sendo comum adoptar para  $t_0$  e  $t_1$  as definições indicadas no Quadro 3.12.

Quadro 3.12 – Definições usuais de  $t_0$  e  $t_1$ .

Tempo	Definições usuais
Origem do tempo, $t_0$	$t_0 = t_c$ (fim da construção do aterro ou camada) $t_0 =$ início construção (do aterro ou camada) $t_0 = \frac{1}{2} t_c$ ou $\frac{3}{4} t_c$
Origem do assentamento secundário, $t_1$	$t_c + 125$ dias (Sánchez-Alciturri <i>et al</i> , 1993c) $t_c + 1$ mês (El-Fadel & Khoury, 2000) $t_c + 1, 2$ ou $3$ meses (Yuen <i>et al</i> , 1995)

Este modelo, apesar de não transcrever os vários processos responsáveis pela compressibilidade dos resíduos, é um dos mais utilizados por se tratar de um método simples, com um número de parâmetros de entrada reduzido e que permite a determinação dos coeficientes de compressão através da observação durante períodos relativamente reduzidos, a partir dos quais é possível estimar os assentamentos a longo prazo. Por este motivo existem na bibliografia várias referências a valores de  $Cc'$  e  $C\alpha'$  (Quadro 3.9). A larga utilização do modelo permitiu a sua aferição e concluir que tem algumas falhas (Manassero *et al*, 1996; Gonzalez, 1995), de entre as quais se destacam:

- o modelo implica a aceitação dos princípios de Terzaghi, nomeadamente que os resíduos estão saturados, o que nem sempre se verifica;
- a ausência de normalização dos parâmetros de tempo, o que dificulta uma análise comparativa;
- a calibração pouco satisfatória para colunas de resíduos com histórias complexas (paragens e expansão posterior);
- o parâmetro  $C\alpha'$  é não intrínseco, uma vez que o assentamento secundário só é geralmente considerado a partir do fim da exploração, e o seu valor depende da definição do tempo inicial e dos assentamentos secundários seleccionados;
- os coeficientes de compressão e recompressão dependem dos valores iniciais de  $e$  ou  $H$ , que frequentemente não são conhecidos;
- as relações  $e/\log \sigma$  e  $e/\log t$  frequentemente não são lineares e por isso  $Cc$  e  $C\alpha$  variam consideravelmente com a tensão inicial e esta varia com o tempo;

- o assentamento primário depende da tensão efectiva, que por sua vez depende do peso dos resíduos e da posição do nível de lixiviados, os quais são, por regra, mal conhecidos e variam no tempo, e não inclui os assentamentos devidos a fenómenos de colapso e combustão.

Fasset *et al* (1994) sugerem que  $C_c$  diminui com  $\sigma'_0$ , pelo que propõem a adopção de um modelo linear por segmentos, nos casos de incrementos de carga significativos, o que conduzirá a diferentes valores de  $C_c$ .

### 3.4.3 Modelo de Ranguette *et al* (1989). Adaptado do Modelo de Gibson & Lo (1961)

Partindo do modelo reológico definido por Gibson & Lo para avaliação da compressão secundária em solos turfosos, Ranguette *et al* (1989) propõem um modelo visco-elástico linear. O modelo (Figura 3.36) associa em série um elemento de Hooke, (mola de constante  $a$ ) que simula a compressão primária, e um corpo de Kelvin que traduz a compressão secundária. O corpo de Kelvin é composto pela associação em paralelo de um elemento de Hooke (mola com constante  $b$ ) e de um elemento de Newton (amortecedor com viscosidade  $\lambda/b$ ). O modelo é expresso pela seguinte equação:

$$\varepsilon(t) = \frac{\Delta H(t)}{H} = \sigma' \left[ a + b \left( 1 - e^{-\lambda/b(t-t_0)} \right) \right] \quad (3.7)$$

Em que:  $\Delta H(t)$  é o assentamento no instante  $t$ ,  $H$  é a altura inicial do aterro,  $\sigma'$  é a tensão vertical efectiva,  $t$  é o tempo decorrido após aplicação da carga efectiva,  $t_0$  é o tempo de aplicação da carga,  $a$  é o coeficiente de compressão primária equivalente ao módulo edométrico  $E_s$  ( $\text{kPa}^{-1}$ ),  $b$  é o coeficiente de compressão secundária ( $\text{kPa}^{-1}$ ), e  $\lambda/b$  é a taxa de compressão secundária ( $\text{dias}^{-1}$ ).

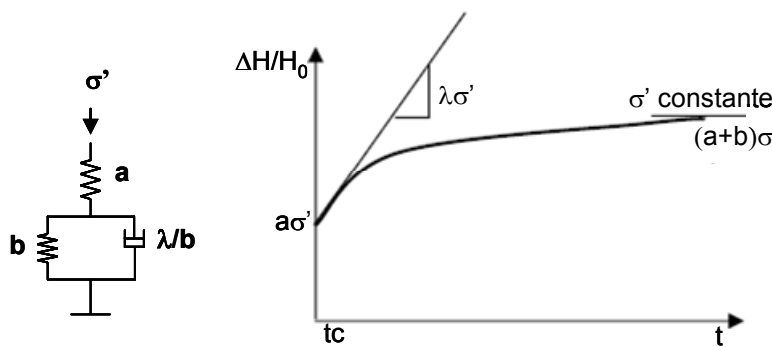
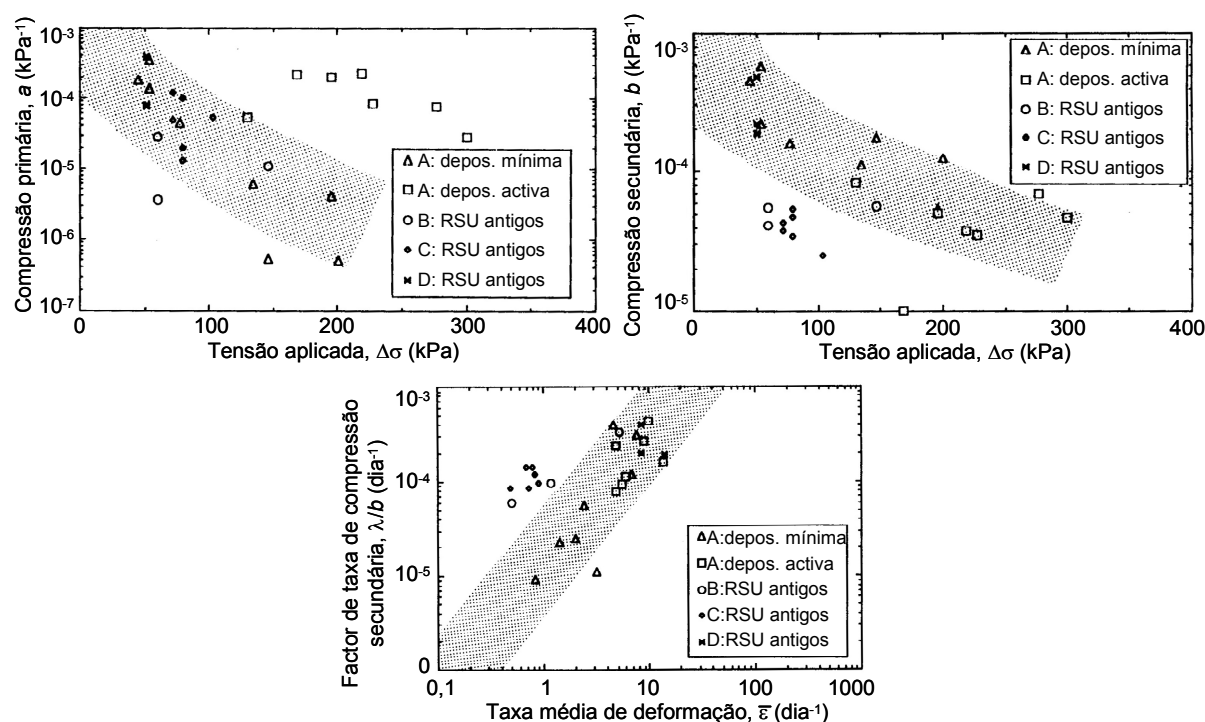


Figura 3.36 – Representação do modelo proposto por Gibson & Lo (1961, *in* Ranguette *et al*, 1989).

Edil *et al* (1990) apresentam os seguintes intervalos de valores para os vários parâmetros, obtidos a partir da aplicação do modelo a 4 aterros sanitários com distintas condições (altura, idade, estado de tensão e tempo de observação; Figura 3.37):  $5,11 \times 10^{-7} < a < 3,80 \times 10^{-4} \text{ kPa}^{-1}$ ;  $1,00 \times 10^{-4} < b < 5,87 \times 10^{-3} \text{ kPa}^{-1}$ ; e  $9,2 \times 10^{-5} < \lambda/b < 4,3 \times 10^{-3} \text{ dias}^{-1}$ .


 Figura 3.37 – Valores de  $a$ ,  $b$  e  $\lambda/b$  propostos por Edil *et al* (1990).

A partir destes dados Edil *et al* (1990) concluem que: os parâmetros  $a$  e  $b$  tendem a diminuir com o aumento da tensão; em resíduos recentes os valores de  $a$  são mais elevados e os de  $b$  mais reduzidos, o que indicia que os resíduos estão ainda sujeitos a apreciável compressão primária; e  $\lambda/b$  aumenta com o acréscimo das taxas de deformação.

### 3.4.4 Modelo de Bjarngard & Edgers (1990)

A partir da compilação de dados de observação e monitorização de 22 aterros sanitários dos EUA com diferentes alturas (1,5 a 46 m), tipos de RSU (orgânicos e/ou industriais banais), e duração de exploração (meses até 24 anos), Bjarngard & Edgers (1990) verificaram que as curvas assentamento relativo/logaritmo do tempo ( $\log t$ ) apresentavam dois trechos relativamente lineares e de diferente inclinação. Com base nesta observação, os autores consideram que os assentamentos secundários seguem uma lei de deformação logarítmica mas com dois coeficientes,  $C\alpha_1'$  e  $C\alpha_2'$ , contrariamente à de Sowers (1973) que tem apenas um coeficiente de compressão secundária. Deste modo, consideram que os assentamentos se dão em 3 fases: uma inicial, em que os assentamentos são rápidos e se devem à compressão dos resíduos e à diminuição dos vazios sob a aplicação de uma sobrecarga; uma segunda em que os assentamentos são dominados por interações mecânicas; e uma terceira fase em que aos mecanismos da segunda fase acrescem os resultantes da biodegradação, o que se traduz em taxas de assentamentos mais elevadas (Figura 3.38). A formulação do modelo é assim expressa por:

$$\frac{\Delta H}{H} = Cc' \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'}{\sigma'_0} + C\alpha_1' \cdot \log \frac{t_k}{t_1} + C\alpha_2' \cdot \log \frac{t_2}{t_k} \quad (3.8)$$

Em que:  $\Delta H$  é o assentamento,  $H$  é a altura inicial da camada/columna de resíduos,  $\sigma'_0$  é a tensão vertical efectiva a meio da camada/columna,  $\Delta\sigma'$  é o incremento da tensão vertical no meio da camada/columna,  $t_1$  é o tempo de finalização da compressão primária,  $t_k$  é o tempo de finalização da compressão intermediária correspondente a uma aceleração da taxa de deformação/ $\log t$ ,  $t_2$  é o tempo para o qual é feita a previsão de assentamentos,  $Cc'$  é o coeficiente de compressão primária,  $C\alpha_1'$  é o coeficiente de compressão secundária intermédia e  $C\alpha_2'$  é o coeficiente de compressão secundária de longo prazo.

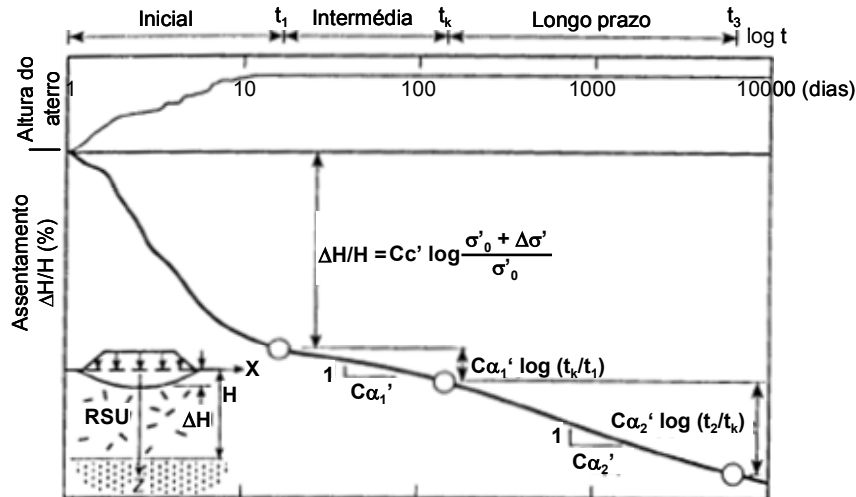


Figura 3.38 – Modelo proposto por Bjarngard & Edgers (1990).

Os autores obtiveram os seguintes intervalos de valores para os coeficientes de compressibilidade:  $0,12 < Cc' < 0,25$ ;  $0,003 < C\alpha_1' < 0,038$ , valor médio = 0,019; e  $0,017 < C\alpha_2' < 0,51$ , valor médio = 0,125.

As principais limitações deste modelo têm a ver com a não definição clara de critérios para o tempo inicial, o qual influencia de modo significativo os valores dos coeficientes secundários, e com o facto de a determinação de  $t_k$  e  $C\alpha_2'$  só poder ser efectuada por retro-análise a partir de registos topográficos com duração superior a  $t_k$ , o qual, segundo os autores, varia, na maior parte dos casos, entre 200 a 4000 dias, tornando por isso a sua aplicação prática limitada.

Watts & Charles (1990) propõem o uso de dois coeficientes de compressão secundária,  $C\alpha_a$  e  $C\alpha_b$ , representando respectivamente um coeficiente de fluência a curto prazo e de biodegradação a longo prazo. Como determinam estes parâmetros a partir da inclinação das curvas  $\Delta\epsilon/\Delta t$  em escala semi-logarítmica, que têm uma forma aproximadamente bi-linear, pode dizer-se que esta proposta é idêntica à apresentada por Bjarngard & Edgers (1990).

### 3.4.5 Modelo ISPM – Incremental Settlement Prediction Model (1998)

Este modelo foi introduzido por Gourc *et al* (1998) e posteriormente desenvolvido por Thomas (2000) e Olivier (2003).

A representação dos assentamentos implica, segundo os autores, que a história da deposição dos resíduos seja considerada, nomeadamente os aspectos relacionados com as paragens intermédias, recargas, altura das diferentes camadas, entre outros, bem como a contribuição relativa de cada camada depositada.

Os autores consideram, tal como na proposta de Sowers, que os assentamentos primários e secundários podem ser representados através de leis logarítmicas derivadas, respectivamente, das teorias de Terzaghi (1943) e de Buisman (1936). Estas duas componentes de assentamento correspondem aos vários mecanismos responsáveis pela compressibilidade dos resíduos (os primários, devidos essencialmente à deformação e rearranjo das partículas quando sujeitas a sobrecargas, e os secundários devidos a fluência, decomposição, arrastamento de finos e colapso de alguns constituintes).

O modelo proposto considera parâmetros intrínsecos,  $Cc^{*}$  e  $C\alpha^{*}$ , para cada camada de resíduos (distintos dos usuais  $Cc'$  e  $C\alpha'$  que usualmente são determinados a partir da coluna total de resíduos), e o comportamento de cada camada é estudado de forma individual em função da evolução das sobrecargas e do tempo. Para tal, consideram que uma coluna de resíduos (aterro) é constituída por  $n$  camadas elementares, caracterizada cada uma pela sua própria história (Figura 3.39), e que os assentamentos totais são obtidos por integração dos comportamentos de compressão primária e secundária de cada camada.

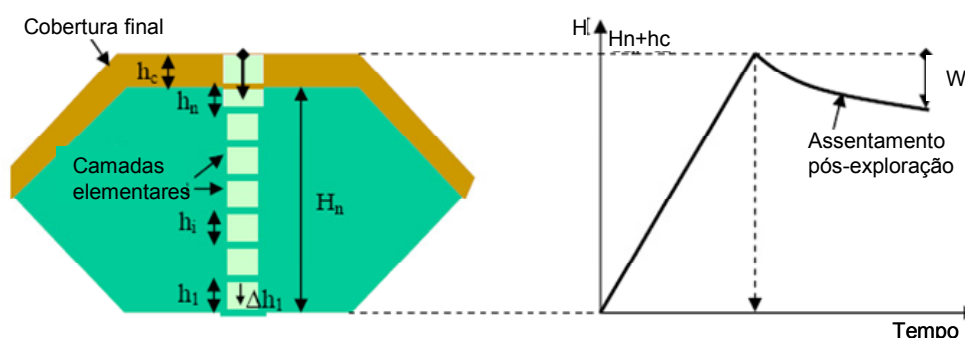


Figura 3.39 – Ilustração da discretização de um aterro em camadas elementares (Olivier, 2003).

Os assentamentos da coluna de resíduos terão assim duas fases: uma primeira durante a fase construtiva, resultante da compressão sob o peso próprio das camadas sobrejacentes e em que se sobrepõem assentamentos primários e secundários; e uma segunda fase pós-exploração, a carga constante, na qual apenas ocorrem assentamentos secundários.

As hipóteses base admitidas no desenvolvimento deste modelo são:

- a coluna de resíduos situa-se fora da zona de influência de taludes e a sua altura é, comparativamente à largura, reduzida podendo desprezar-se os deslocamentos horizontais;
- as alturas iniciais de cada camada,  $h_0$ , e respectivos pesos volúmcos após compactação,  $\gamma_0$ , são considerados idênticos para as várias camadas,  $n$ ;
- os resíduos são considerados como não saturados, pelo que as tensões efectivas são iguais às totais;
- a perda de massa (incluindo fluidos) devido aos processos de biodecomposição é negligenciável, pelo que não induz a variações significativas do peso volúmcico;
- a compactação afecta apenas a camada superficial, em consequência da rápida dispersão lateral das tensões com a profundidade;

- a tensão de pré-consolidação,  $\sigma_c$ , resultante da compactação, é considerada igual para todas as camadas sendo, de acordo com estudos desenvolvidos pelos autores, da ordem de 20 a 40 kPa para os cilindros correntes de pés de carneiro;
- os assentamentos imediatos resultantes da deposição e da compactação não são considerados no cálculo dos assentamentos, sendo estes traduzidos pela consideração de um peso volúmico inicial após compactação;
- os assentamentos da fundação são negligenciáveis;
- não são consideradas as coberturas intermédias de solos, uma vez que estes solos tendem a misturar-se com os resíduos;
- a cobertura final de solos, de altura  $h_c$  e peso volúmico  $\gamma_c$ , é considerada incompressível.

Para uma camada elementar,  $i$ , e por analogia com a teoria de Terzaghi, o assentamento primário é descrito por:

$$\frac{\Delta h_i^p}{h_0} = C_s^{*'} \cdot \log \frac{\sigma_i}{\sigma_0} \quad \text{em fase sobreconsolidada } (\sigma_0 \leq \sigma_i \leq \sigma_c) \text{ e } C_s^{*'} \approx 0 \quad (3.9)$$

$$\frac{\Delta h_i^p}{h_0} = C_c^{*'} \cdot \log \frac{\sigma_i}{\sigma_c} \quad \text{em fase normalmente consolidada } (\sigma_i > \sigma_c) \quad (3.10)$$

Os resíduos sobreconsolidados ( $\sigma_i < \sigma_c$ ) são considerados insensíveis à sobrecarga (assentamento nulo). A partir do momento em que  $\sigma_i > \sigma_c$ , os resíduos comportam-se como normalmente consolidados e o seu peso volúmico aumenta em profundidade como consequência da compressão primária. Os autores distinguem  $C_c^{*'}$ , coeficiente de compressão primária intrínseco (determinado a partir da aplicação das equações 3.9 ou 3.10 a cada camada), de  $C_c'$ , este deduzido a partir da aplicação directa das mesmas equações mas à coluna inteira de resíduos. Nas Equações 3.9 e 3.10,  $\sigma_i$  é a tensão aplicada no topo da camada  $i$  (considerada horizontal) e resulta do peso das camadas sobrejacentes e da cobertura final, ou seja, corresponde apenas à resultante da sobrecarga aplicada.

O assentamento secundário de uma camada depende unicamente do tempo e, de acordo com a teoria de Buisman (1936), é descrito por:

$$\frac{\Delta h_i^s}{h_0} = C\alpha^{*'} \cdot \log \frac{\tau}{\tau_{ci}} \quad (3.11)$$

Em que:  $C\alpha^{*'}$  é o coeficiente de compressão secundária intrínseco dos resíduos,  $\tau_{ci}$  é o tempo de construção da camada  $i$  e  $\tau$  é o tempo decorrido após o início da construção da camada  $i$ .

O assentamento primário de uma coluna de resíduos, considerando a história da sua construção (camada a camada), será dado por: a primeira camada é considerada como sobreconsolidada devido ao efeito da compactação, quando a segunda camada é colocada induz na primeira uma tensão equivalente ao seu peso e assim sucessivamente para as restantes camadas depositadas. Quando a tensão resultante das camadas sobrejacentes ultrapassar a tensão de pré-consolidação,  $\sigma_c$ , iniciam-se os assentamentos



primários das camadas normalmente consolidadas, ou seja, das camadas índice  $i$  em que  $\sigma_i > \sigma_c$  (camada 1,2,...,  $i_c-1$ ; em que  $i_c$  é a primeira camada sobreconsolidada). A Figura 3.40 ilustra este processo e apresenta as expressões do assentamento primário para as camadas  $i < i_c$  (normalmente consolidadas).

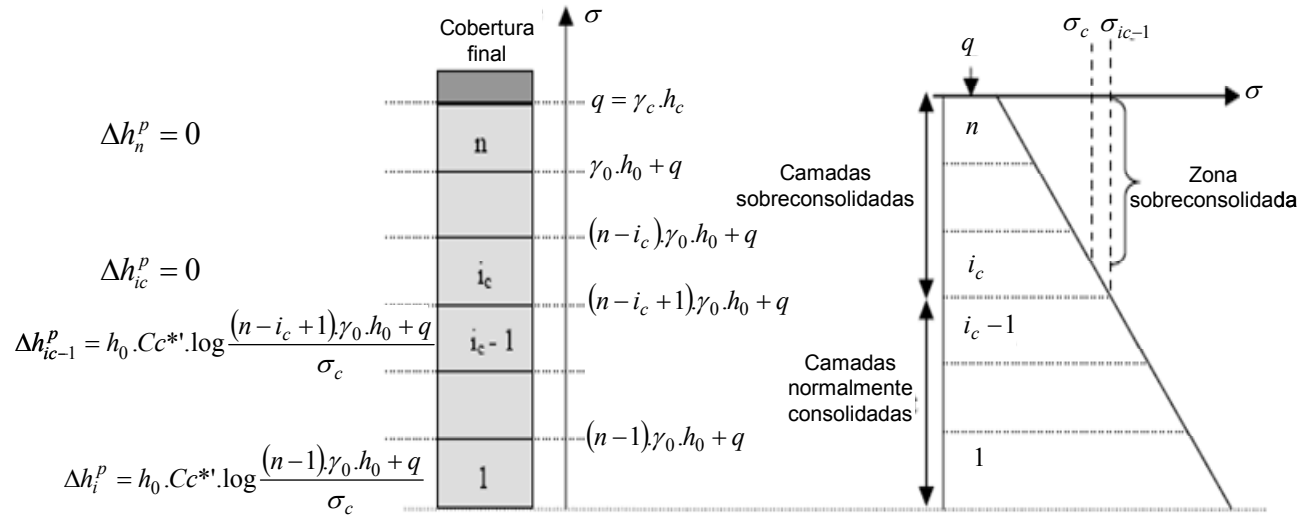


Figura 3.40 – Assentamento primário das camadas elementares  $i$  a  $n$  (Olivier, 2003).

Considerando que  $Cc^{*'}$  é idêntico para todas as camadas, o assentamento primário da coluna de resíduos é expresso pelo somatório dos assentamentos primários de cada camada normalmente consolidada:

$$\Delta H_n^P = \sum_{i=1}^{i_c-1} \Delta h_i^P = h_0 Cc^{*' } X \quad (3.12)$$

com

$$X = \log \frac{\prod_{i=1}^{i_c-1} ((n-1) \gamma_0 h_0 + q)}{(\sigma_c)^{i_c-1}} \quad (3.13)$$

Em que:  $\Delta H_n^P$  é o assentamento primário da coluna de resíduos e  $q$  é a tensão devido à cobertura ( $q = \gamma_c \cdot h_c$ ).

O tempo associado à coluna de resíduos e respectivos assentamentos secundários é expresso em termos de  $t$  (para não se confundir com  $\tau$ , tempo associado a uma camada individual). Assim a origem de  $t$  corresponde ao início da construção da primeira camada, e pode ser expresso em termos de  $\tau$ , considerando  $\tau_j$  o tempo de exploração e  $\tau_{rj}$  o tempo de paragem ou de repouso intercalar entre a deposição de duas camadas consecutivas.

A partir deste conceito é possível determinar o tempo decorrente até ao fim da construção de uma camada  $i$ ,  $t_i$ , e da coluna completa de resíduos incluindo a cobertura  $t_c$  (tempo de construção da cobertura =  $\tau_c$ ):

$$t_i = \sum_{j=1}^i \tau_j + \sum_{j=1}^i \tau_{rj} \quad (3.14)$$

$$t_i = \sum_{j=1}^i \tau_j + \sum_{j=1}^i \tau_{rj} + \tau_c \quad (3.15)$$

O assentamento secundário da coluna de resíduos, expresso em função do tempo absoluto  $t$ , será dado para cada camada, 1 a  $n$ , conforme representado na Figura 3.41.

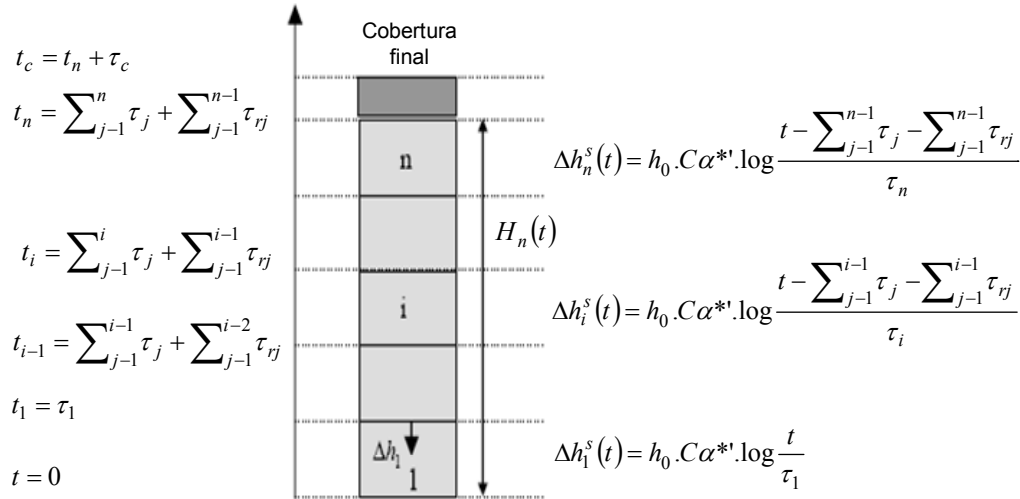


Figura 3.41 – Assentamento secundário das camadas elementares  $i$  a  $n$  (Olivier, 2003).

Considerando, tal como para os assentamentos primários, que os coeficientes de compressão secundária intrínsecos de cada camada são similares, tem-se que o assentamento secundário da coluna,  $\Delta H_n^S(t)$ , é dado pelo somatório dos assentamentos secundários de cada camada,  $\Delta h_i^S$ , 1 a  $n$ , expresso por:

$$\Delta H_n^S(t) = \sum_{i=1}^n \Delta h_i^S = h_0 C \alpha^{*'} Y(t) \quad (3.16)$$

$$Y(t) = \log \left[ \frac{t \prod_{i=1}^{n-1} \left( t - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj} \right)}{\prod_{i=1}^n \tau_i} \right] \quad \text{para } t > t_n \quad (3.17)$$

Os assentamentos pós encerramento ( $t > t_c$ ), serão, conforme referido, apenas secundários e podem ser expressos por:

$$\Delta H^S(t) = \Delta H_n^S(t) - \Delta H_n^S(t_c) = h_0 C \alpha^{*'} (Y(t) - Y(t_c)) = h_0 C \alpha^{*'} \log \left[ \frac{t \prod_{i=1}^{n-1} \left( t - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj} \right)}{t_c \prod_{i=1}^{n-1} \left( t_c - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj} \right)} \right] \quad (3.18)$$

A deformação média da coluna de resíduos pós encerramento,  $\varepsilon(t)$ , pode ser calculada em função do assentamento superficial,  $\Delta H(t)$ , verificado em relação à altura da coluna de resíduos,  $H_n$  (sem contar com a cobertura de solos), aquando do encerramento ( $t_c$ ), que será:

$$\varepsilon(t) = \frac{\Delta H(t)}{H_n(t_c)} \quad (3.19)$$

A partir das expressões anteriores pode representar-se  $C\alpha^{**}$  em função da deformação, pela seguinte expressão:

$$C\alpha^{**}(t) = \frac{\varepsilon(t)(n - Cc^{**}X)}{Y(t) - Y(t_c)[1 - \varepsilon(t)]} \quad (3.20)$$

Por fim, os autores salientam que o valor de  $C\alpha^{**}$  pode ser determinado a partir da retro-análise do registo de assentamentos, por um período de tempo superior a 1 ano, e os restantes parâmetros podem ser fornecidos pelo explorador do aterro ou medidos (directamente ou por retro-análise), conforme indicado no Quadro 3.13.

Quadro 3.13 – Síntese dos parâmetros do modelo ISPM e modo de determinação.

Tipo de parâmetro	Parâmetro	Símbolo	Unidade	Modo de determinação
Geométricos	Número de camadas	n	-	Aproximado
	Espessura inicial das camadas	$h_0$	m	Retro-análise
	Altura de resíduos no instante $t_c$	$H_n(t_c)$	m	Explorador do aterro
Tempo	Duração da exploração	$\tau_i$	mês	Explorador do aterro
	Duração das paragens	$\tau_{ri}$	mês	Explorador do aterro
	Tempo total de exploração	$t_c$	mês	Explorador do aterro
	Tempos de leitura	$t_m^0, t_m, t_m^{ult}$	mês	geometria
Carregamento	Peso volúmico inicial	$\gamma_0$	kN/m <sup>3</sup>	Retro-análise
	Peso volúmico médio no fim da construção, $t_c$	$\gamma(t_c)$	kN/m <sup>3</sup>	Explorador do aterro
	Tensão de compactação	$\sigma_c$	kPa	Suposto $\approx 40$ kPa
	Sobrecarga devido à cobertura	q	kPa	Explorador do aterro
Compressibilidade	Coefficiente de compressão primária	$Cc^{**}$	-	Medido ( $\approx 0,15$ a $0,20$ )
	Coefficiente de compressão secundária	$C\alpha^{**}$	-	Retro-análise
	Assentamento pós-exploração	$\Delta H(t_m)$	m	Geometria

Gourc & Olivier (2005) aplicaram este modelo a cerca de 20 aterros sanitários, tendo obtido os intervalos de valores para os coeficientes de compressibilidade intrínsecos indicados no Quadro 3.14.

Quadro 3.14 – Valores dos coeficientes de compressibilidade intrínsecos (Gourc & Olivier, 2005).

	$Cc^{**}$	$C\alpha^{**}$
Muito baixos a baixos	0,12 a 0,16	0,02 a 0,06
Intermédios	0,16 a 0,24	0,06 a 0,14
Altos a muito altos	> 0,24	> 0,14

### 3.4.6 Modelo de Yen & Scanlon (1975)

A partir dos dados de observação, durante um longo período de tempo (até 9 anos após encerramento), de 3 aterros na zona de Los Angeles, com alturas entre os 6,1 e 38 m e tempos de construção entre 1 e 7 anos, Yen & Scanlon (1975) efectuaram uma análise sistemática dos resultados obtidos com o objectivo de

evidenciar as características comuns de comportamento e os factores que influenciam os assentamentos, nomeadamente a altura e o tempo de construção do aterro, e de testar diferentes modelos de previsão. Os resíduos estudados eram essencialmente domésticos (papel, resíduos verdes e domésticos, etc.), misturados com alguns resíduos de construção, e o peso volúmico estimado após compactação foi de 6,4 kN/m<sup>3</sup>.

A análise da velocidade dos assentamentos ou da deformação *versus* o logaritmo do tempo mostrou uma relação linear decrescente. Para a definição da origem do tempo é proposto o uso da meia-idade do aterro, correspondente a metade do tempo de enchimento do aterro,  $t_c/2$ , representando de modo simplificado a história da construção do aterro. A formulação do modelo e definições da origem do tempo são apresentadas na Figura 3.42 e nas Equações (3.21) e (3.22).

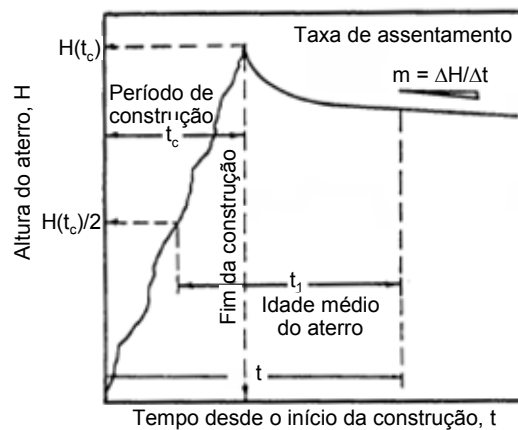


Figura 3.42 – Definição da idade média do aterro,  $t_1$  (Yen & Scanlon, 1975).

$$m = \frac{\Delta H}{dt} = a - b \log t \quad \text{ou} \quad m' = \frac{\Delta H / H(t_c)}{dt} = a' - b' \log t \quad (3.21)$$

$$t_1 = t - \frac{t_c}{2} \quad (3.22)$$

Em que,  $m$  é a taxa de deformação,  $\Delta H$  são os assentamentos medidos,  $t_c$  é o tempo de construção do aterro (meses),  $t_1$  é a idade média do aterro (meses), e  $a$  e  $b$  são constantes do modelo que dependem da altura do aterro e do tempo de construção. As taxas de assentamento,  $m$ , tendem a diminuir com o aumento de  $t_1$  e a ser mais elevadas para aterros mais altos.

Partindo dos dados de Yen & Scanlon, Sohn & Lee (1994) verificaram que as constantes  $a$  e  $b$  dependem apenas da altura do aterro  $H(t_c)$  (Figura 3.43).

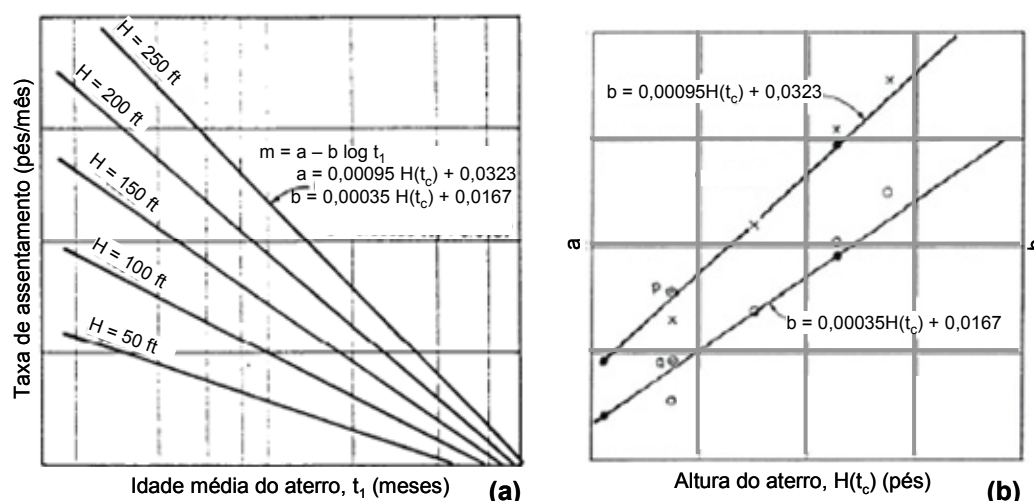


Figura 3.43 – Variação de: (a) taxa de assentamento com a altura e idade média do aterro; (b) coeficientes  $a$  e  $b$  com a altura do aterro (Sohn & Lee, 1994).

Como limitações do modelo há a salientar o facto de as taxas de assentamento se tornarem nulas para períodos da ordem de 200 a 300 meses, já que, considerando a expressão da taxa de assentamento, a partir de um tempo superior a  $10^{a/b}$  os assentamentos tornam-se negativos, o que fisicamente não é possível. O modelo fica assim limitado a assentamentos máximos dados por  $\Delta H = b t_{\max}$ , com  $t_{\max} = 10^{a/b}$ , o que contraria algumas observações de aterros antigos que continuam a mostrar assentamentos para períodos mais longos (Manassero *et al*, 1996). Por outro lado, a observação de aterros desde a sua fase inicial apontam para variações da taxa de assentamento com o logaritmo do tempo não lineares para tempos elevados (Sánchez-Alciturri, *et al* 1993b). Por fim, quando a história construtiva do aterro é caracterizada por grandes períodos de construção, incluindo períodos alternados de deposição e de paragem, o parâmetro  $t_c$  representa mal a idade média efectiva do aterro.

Manassero *et al* (1996) verificaram que, para os períodos observados, as taxas obtidas por Yen & Scanlon coincidem com os resultados obtidos pelo modelo de Sowers e que a tendência de aumento das taxas de assentamento com a altura do aterro, é limitada a uma altura máxima a partir da qual as taxas não se alteram significativamente.

### 3.4.7 Modelo de Edil *et al* (1990)

Neste modelo proposto por Edil *et al* (1990) a variação da deformação em função do tempo é expressa através de uma função potência:

$$\frac{\Delta H}{H} = \sigma' m \left( \frac{t}{t_r} \right)^n \quad (3.23)$$

Em que,  $\sigma'$  é a tensão efectiva vertical média,  $m$  a compressibilidade de referência dos resíduos ( $\text{kPa}^{-1}$ ),  $n$  é a taxa de compressão, e  $t_r$  é o tempo de referência para tornar a expressão adimensional (geralmente  $t_r = 1$  dia).

As constantes  $m$  e  $n$  são determinadas através da análise de assentamentos, pela curva logaritmo da deformação ( $\log \varepsilon$ ) versus logaritmo do tempo ( $\log t$ ). Os autores aplicaram o modelo a 4 aterros sanitários verificando que não havia qualquer relação de comportamento entre os parâmetros  $m$  e  $n$  e a tensão vertical média ou a deformação média. Os intervalos de valores obtidos pelos autores para os parâmetros  $m$  e  $n$ , em função da idade dos RSU, estão indicados no Quadro 3.15.

Quadro 3.15 – Valores dos parâmetros  $m$  e  $n$  em função da idade dos RSU (Edil *et al*, 1990).

	$m$ (kPa <sup>-1</sup> )	$n$
RSU antigos	$7,85 \times 10^{-7}$ a $8,57 \times 10^{-5}$ média = $3,4 \times 10^{-5}$	0,264 a 0,779 média = 0,5
RSU recentes	$7,52 \times 10^{-8}$ a $1,38 \times 10^{-4}$ média = $2 \times 10^{-5}$	0,297 a 1,17 média = 0,75

### 3.4.8 Modelo de Gandolla *et al* (1992)

Gandolla *et al* (1992) realizaram três ensaios de consolidação em lisímetros ( $\phi=1$  m;  $L=3$  m) com resíduos triturados e misturados com lamas de ETAR, resultando num resíduo com uma componente orgânica de cerca de 60% e teor em água de 55%. Os assentamentos foram registados por um período de 6 anos. Com base nos resultados obtidos verificaram que o assentamento é proporcional ao peso volúmico inicial e que a sua variação em função do tempo pode ser expressa por uma função exponencial decrescente (Equação 3.24 e Figura 3.44). Por derivação da Equação 3.24 pode obter-se a velocidade dos assentamentos (Equação 3.25):

$$\frac{\Delta H}{H} = a(1 - e^{-kt}) \quad (3.24)$$

$$v = a.kHe^{-kt} \quad (3.25)$$

Em que,  $a$  e  $k$  são constantes do modelo (os autores obtiveram valores de 0,4416 e 0,0077, com  $t$  em meses) correspondentes ao assentamento unitário final e à taxa de decomposição,  $H$  é a altura inicial do aterro,  $\Delta H$  é o assentamento,  $t$  é o tempo de estimativa dos assentamentos, e  $v$  é a velocidade de assentamento.

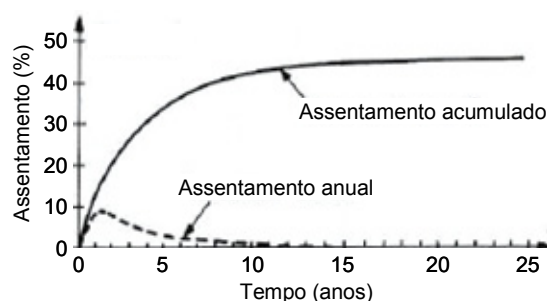


Figura 3.44 – Variação do assentamento em função do tempo (Gandolla *et al*, 1992).

Os autores sugerem que a aplicação do modelo a aterros pode ser efectuada calculando o assentamento de cada camada, considerando o tempo decorrido desde a sua deposição, e o assentamento total será dado pelo somatório dos assentamentos de cada camada.

Este modelo é similar ao proposto por Ranguette *et al* (1989), com base no modelo de Gibson & Lo (1961), eliminando a componente relativa ao assentamento primário ( $a$ ) e não fazendo intervir a tensão aplicada,  $\sigma'$ .

### 3.4.9 Modelo de Coumoulos & Koryalos (1997)

A observação do comportamento de aterros sanitários construídos rapidamente evidenciou maiores taxas de assentamento após encerramento do que aterros em que a construção decorre por períodos mais longos (Figura 3.45). A partir desta observação Coumoulos & Koryalos (1997) propõem um modelo de compressão secundária idêntico ao proposto por Sowers (1973), em que a velocidade dos assentamentos sofre uma atenuação com o tempo, expressa por uma função hiperbólica com o eixo do tempo como assíntota:

$$\varepsilon = \frac{\Delta H}{H} = C\alpha' \cdot \log\left(\frac{t}{t_1}\right) \quad (3.26)$$

$$m = \frac{\Delta \varepsilon}{\Delta t} = \frac{C\alpha'}{t \cdot \ln 10} = 0,434 \cdot \frac{C\alpha'}{t} \quad (3.27)$$

Em que,  $m$  ou  $\Delta \varepsilon / \Delta t$  é a taxa ou velocidade de deformação vertical,  $t$  e  $t_1$  são os tempos relativos à compressão secundária após encerramento, e  $C\alpha'$  é o coeficiente de compressão secundária.

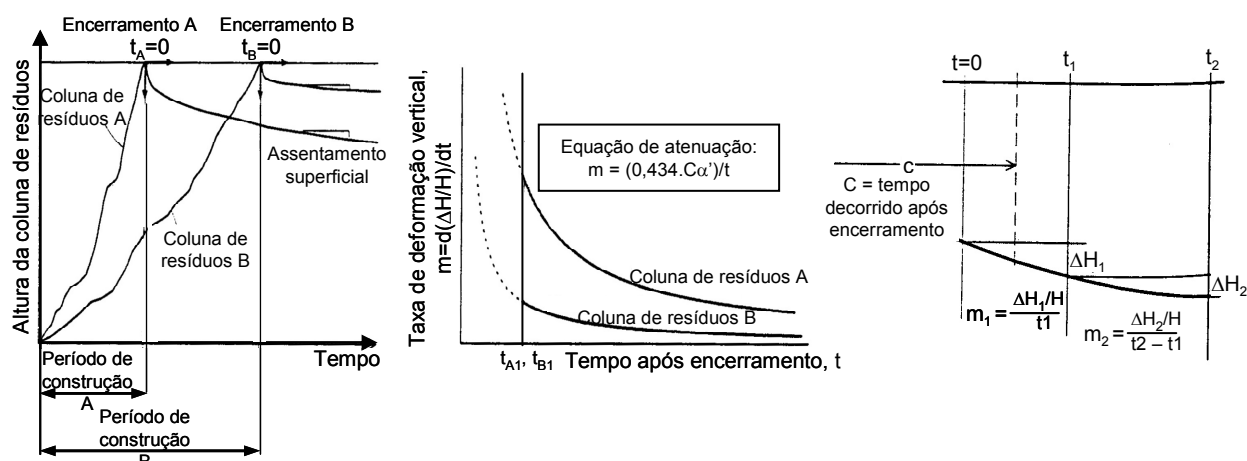


Figura 3.45 – Princípios do modelo proposto por Coumoulos & Koryalos (1997 e 1999).

O modelo proposto corresponde na realidade ao modelo de Sowers, em que na proposta de Coumoulos & Koryalos a definição de  $C\alpha'$  é feita a partir da lei de atenuação da velocidade dos assentamentos. O uso da velocidade dos assentamentos tem, como vantagem, o facto de o tempo de origem e de início dos assentamentos secundários não intervir, permitindo a comparação de dados provenientes de diferentes zonas do aterro ou de aterros distintos.

### 3.4.10 Modelo de Ling *et al* (1998)

Ling *et al* (1998) propuseram um modelo empírico que usa uma função hiperbólica para reproduzir os assentamentos observados:

$$\Delta H = \frac{t}{\frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{\Delta H_{ult}}} \quad (3.28)$$

Na Equação 3.28  $\rho_0$  é a taxa de assentamento inicial, isto é  $\Delta H/\Delta t$  para  $t \approx t_0$ ,  $\Delta H_{ult}$  é o assentamento final esperado para  $t \rightarrow \infty$ , e  $t$  é o tempo decorrido após o início das leituras.

$t_0$  pode corresponder ao início das medições ou a qualquer outro tempo, após encerramento, considerado com interesse. As constantes do modelo,  $\rho_0$  e  $\Delta H_{ult}$ , diminuem com o aumento do teor em água dos resíduos.

O tempo necessário para atingir 95% do assentamento final ( $\Delta H_f = 0,95 \cdot \Delta H_{ult}$ ) é dado por  $t_f = 19 \Delta H_{ult} / \rho_0$ .

Usando os dados de 3 aterros sanitários, os autores compararam os resultados da aplicação deste modelo com os obtidos através dos modelos de Yen & Scanlon (1975) e Edil *et al* (1990), tendo obtido melhores coeficientes de correlação (0,93 a 0,99) com o modelo proposto.

### 3.4.11 Modelo de Edgers *et al* (1992)

A partir da análise dos dados de 22 aterros sanitários, alguns dos quais sujeitos à aplicação de sobrecargas, Edgers *et al* (1992) verificaram que os assentamentos em função do logaritmo do tempo apresentam uma relação linear pouco inclinada até  $100 < t < 6000$  dias e, para tempos superiores, uma relação linear mais inclinada. Esta observação levou os autores a idealizarem uma curva teórica de assentamentos secundários em função do logaritmo do tempo, constituída por dois trechos rectos de diferente inclinação (Figura 3.46). Segundo os autores, ao primeiro trecho estão associados assentamentos devidos a processos mecânicos (reorientação, fluência, etc.) e ao segundo trecho assentamentos devidos aos processos mecânicos acrescidos dos de biodecomposição, os quais são negligenciáveis até um determinado momento, designado de tempo crítico,  $t_k$ .

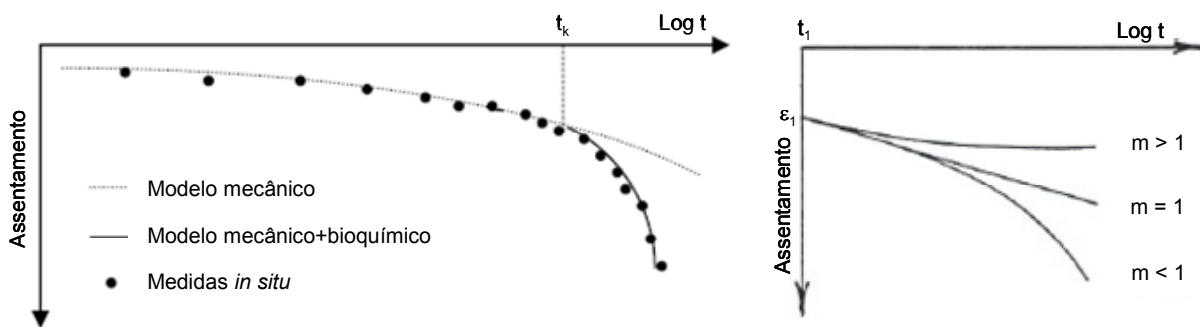


Figura 3.46 – Princípios do modelo proposto por Edgers *et al* (1992).

Partindo da análise das velocidades de deformação e usando o modelo a 3 incógnitas para deformações por fluência em solos, proposto por Singh & Mitchell (1968), os autores sugerem que a componente mecânica dos assentamentos dos resíduos seja expressa por:

$$\varepsilon(t) = \varepsilon_1(t) + \frac{Ae^{\alpha\sigma'}}{1-m} \left[ \left( \frac{t}{t_1} \right)^{1-m} - 1 \right] \quad \text{para } m \neq 1 \quad (3.29)$$



$$\varepsilon(t) = \varepsilon_1(t) + Ae^{\alpha\sigma'} \cdot t_1 \cdot \ln\left(\frac{t}{t_1}\right) \quad \text{para } m = 1 \quad (3.30)$$

Em que,  $\varepsilon_1$  e  $t_1$  são valores de referência conhecidos (geralmente  $t_1=1$  dia;  $\varepsilon_1=0$  ou outros considerados com interesse),  $\varepsilon$  é a deformação vertical ( $=\Delta H/H$ ),  $t$  é o tempo decorrido, e  $A$ ,  $\alpha$  e  $m$  são constantes do modelo.

A partir do tempo crítico, é necessário adicionar aos assentamentos resultantes dos processos mecânicos os devidos à biodecomposição. Considerando a curva típica de variação do crescimento de bactérias metanogénicas com o tempo (Figura 3.47), proposta por Mitchell (1974, *in* Edgers *et al*, 1992), e que os assentamentos devidos aos processos de biodecomposição são directamente proporcionais à variação do número de bactérias existente, os autores propõem a seguinte expressão para representar os assentamentos bioquímicos:

$$\varepsilon_{bio}(t) = B(e^{\beta(t-t_k)} - 1) \quad (3.31)$$

Em que,  $\varepsilon_{bio}$  é a deformação resultante da biodecomposição,  $t$  é o tempo de previsão dos assentamentos,  $t_k$  é o tempo crítico a partir do qual se verifica a aceleração da taxa de assentamento (tempo necessário para que as bactérias comecem a multiplicar-se exponencialmente),  $\beta$  representa a actividade biológica média dos microrganismos de um aterro, e  $B$  é um factor de escala que relaciona os assentamentos por biodecomposição com a cinética de crescimento das bactérias. Os valores de  $\beta$  usados pelos autores variaram entre 0,1223 e 1,267 ano<sup>-1</sup>.

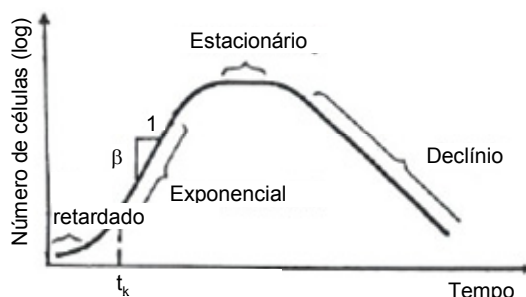


Figura 3.47 – Curva típica de crescimento de bactérias (Mitchell, 1974).

### 3.4.12 Modelo de Meruelo (1994)

Este modelo foi desenvolvido pela Universidade da Cantábria, primeiramente por Ibarra (1994) seguido de Gonzalez (1995), e foi aplicado ao aterro de Meruelo, no norte de Espanha, o que originou o nome do modelo. O estudo dos processos responsáveis pelos assentamentos dos resíduos levou os autores a considerar que os assentamentos secundários se devem essencialmente à decomposição anaeróbia da matéria orgânica biodegradável. Esta decomposição dá-se de forma tanto mais lenta quanto menor for a quantidade de água existente nos resíduos, já que os processos anaeróbios ocorrem sobre o material que tenha sido hidrolisado e que, conseqüentemente, tenha sido transformado em estruturas moleculares mais simples, passíveis de serem utilizadas pelas bactérias anaeróbias. Com base nestes princípios os autores desenvolveram um modelo que pretende estimar os assentamentos a partir de equações que incorporam e

relacionam alguns parâmetros determinantes para os processos de biodegradação, como sejam a idade dos resíduos e o ritmo de construção do aterro, expressos pela quantidade de matéria que “diariamente” entra no aterro, pela quantidade de matéria orgânica biodegradável e pela humidade dos resíduos.

O modelo proposto tem como base a lei de eliminação da matéria orgânica por via biológica que considera que cada elemento unitário de massa biodegradável, MBD, que tenha sido hidrolisado, terá condições ambientais favoráveis (nutrientes e microrganismos) para ser completamente eliminado a determinada velocidade. De acordo com este princípio a taxa que condiciona a velocidade deste processo é a taxa de hidrolisação que, segundo Straub & Linch (1982, *in* Ibarra, 1994) é expressa por:

$$\frac{d(MBD)}{dt} = -k_h(MBD) \quad (3.32)$$

ou

$$\frac{d(MBD)}{dt} = -k_h'(MBD), \text{ com } k_h' = \theta k_h \quad (3.33)$$

Em que, MBD é a matéria biodegradável no estado sólido,  $K_h$  é a constante de hidrolisação,  $K_h'$  é a constante de hidrolisação modificada pelo teor em água, e  $\theta$  é a humidade dos resíduos.

O valor da constante de hidrolisação,  $K_h$ , depende das características do material depositado, das variações de temperatura, do pH e, fundamentalmente, da quantidade de água presente no aterro durante a fase de degradação da matéria orgânica. Estudos feitos em lisímetros apontam para valores de  $K_h$  entre 0,1 a 0,0008 dia<sup>-1</sup> (Williams *et al*, 1987, *in* Ibarra, 1994).

Por integração da equação anterior em ordem ao tempo, entre o instante  $t=0$ , com  $MBD_0$ , e  $t$ , tem-se:

$$\ln \frac{MBD(t)}{MBD(0)} = -k_h' t \quad (3.34)$$

ou

$$MBD(t) = MBD(0) \cdot e^{-k_h' t} \quad (3.35)$$

Durante a fase de exploração, com a deposição de novos resíduos, é necessário considerar as entradas “diárias” de nova matéria orgânica, o que faz com que  $MBD_0$  não tenha um valor constante mas seja função do ritmo de entrada de resíduos,  $A$  (unidade de massa/unidade de tempo, Equação 3.36).

$$\frac{d(MBD)_{entrada}}{dt} = A \quad (3.36)$$

A integração desta equação em ordem ao tempo dará a quantidade de massa biodegradável que pode iniciar a decomposição no instante  $t$ . Como cada elemento de massa biodegradável entrado até ao instante  $t_a$  sofrerá um processo de degradação expresso pela Equação (3.35), pode obter-se, para esse instante, a

massa biodegradável restante através da Equação (3.37) e, por integração desta, a massa biodegradável restante em relação ao total de massa entrada até ao instante  $t$  (Equação 3.38):

$$MBD_{res\ tan\ te} = A dt_a . e^{-k_h' . (t-ta)} \quad (3.37)$$

$$MBD_{res\ tan\ te} = \frac{A}{k_h'} (1 - e^{-kh'.t}) \quad \text{para } t < T_c \quad (3.38)$$

Considerando que no fim da exploração do aterro ( $T_c$ ) deixa de entrar nova matéria orgânica e que a constante de hidrolisação não varia significativamente no tempo, a quantidade total de massa biodegradável, em qualquer instante  $t$  menor que  $T_c$ , é dada pela Equação (3.38), e para  $t > T_c$  é dada por:

$$MBD_{res\ tan\ te} = \frac{A}{k_h'} (e^{-kh'.(t-T_c)} - e^{-kh'.t}) \quad \text{para } t > T_c \quad (3.39)$$

Como os resíduos que entram num aterro são constituídos por resíduos inorgânicos (RI), orgânicos não degradáveis (RON) e orgânicos degradáveis (ROD), e só estes últimos é que contribuem para os processos de assentamentos por biodecomposição, é necessário dividir as entradas de resíduos,  $A$ , em função do seu tipo de constituintes, e desta forma obter o teor de cada fracção ( $C$ ) relativamente ao total de entradas:

$$A = A_i + A_{on} + A_{od} \quad (3.40)$$

$$CI = \frac{A_i}{A} \quad (3.41)$$

$$CON = \frac{A_{on}}{A} \quad (3.42)$$

$$COD = \frac{A_{od}}{A} \quad (3.43)$$

Em que,  $A$  é a entrada total de RSU;  $A_i$  é a entrada de resíduos inorgânicos;  $A_{on}$  é a entrada de resíduos orgânicos não degradáveis;  $A_{od}$  é a entrada de resíduos orgânicos degradáveis;  $CI$  é o teor inorgânico dos RSU;  $CON$  é o teor orgânico não degradável dos RSU; e  $COD$  é o teor orgânico degradável dos RSU.

Destes parâmetros apenas o  $COD$  sofre processos de biodecomposição, pelo que a quantidade total de resíduos sólidos restantes será dada por:

$$RSU_{res\ tan\ te} = \left[ (CI + CON)t + \frac{COD}{k_h'} (1 - e^{-kh'.t}) \right] . A \quad \text{para } t < T_c \quad (3.44)$$

$$RSU_{res\ tan\ te} = \left[ (CI + CON)T_c + \frac{COD}{k_h'} (e^{-kh'.(t-T_c)} - e^{-kh'.t}) \right] . A \quad \text{para } t > T_c \quad (3.45)$$

E a quantidade de resíduos degradados em qualquer instante, expressa em termos de uma proporção da massa total de resíduos, será dada por:

$$RSU_{deg\ radados} = A..COD.\left[ t - \frac{1}{k_h'}(1 - e^{-kh'.t}) \right] \text{ para } t < T_c \quad (3.46)$$

$$RSU_{deg\ radados} = A..COD.\left[ T_c - \frac{1}{k_h'}(e^{-kh'.(t-T_c)} - e^{-kh'.t}) \right] \text{ para } t > T_c \quad (3.47)$$

A transformação destas expressões numa equação que traduza os assentamentos por perda de massa, ou seja, considerando que o peso volúmico se mantém constante e que os processos de biodecomposição conduzem a uma redução de volume que se traduz em assentamentos, é expressa, para períodos posteriores ao encerramento do aterro, por:

$$\Delta H = \alpha.H.COD.\left[ 1 - \frac{1}{k_h'.T_c}(e^{-kh'.(t-T_c)} - e^{-kh'.t}) \right] \text{ para } t > T_c \quad (3.48)$$

Finalmente, considerando que, em termos práticos, os assentamentos dos aterros sanitários são frequentemente determinados em relação a uma primeira medição topográfica efectuada num momento  $t_0$  ( $t_0 > T_c$ ), os respectivos assentamentos podem ser expressos por:

$$\Delta H = \frac{\alpha.H.COD}{k_h'.T_c} \cdot (1 - e^{-kh'.T_c}) (e^{-kh'.t} - e^{-kh'.t_0}) \text{ para } t_0 > T_c \quad (3.49)$$

Nas equações (3.48) e (3.49)  $\Delta H$  são os assentamentos (mm);  $H$  é a altura do aterro (mm);  $\alpha$  é o coeficiente de perda de massa transformado em assentamentos (valor constante e característico do tipo de aterro e dos resíduos depositados);  $COD$  é o teor em matéria orgânica biodegradável;  $T_c$  é o tempo de construção do aterro (dias);  $t_0$  é a idade do aterro no início das medições,  $t$  é o tempo de previsão dos assentamentos; e  $k_h'$  é o coeficiente de hidrolise ( $dia^{-1}$ ). A partir do registo de assentamentos de um aterro sanitário pode, por retro-análise, estimar-se o valor de  $\alpha$  e aferir o de  $k_h'$ .

Por fim, por derivação da Equação (3.48), pode obter-se a velocidade dos assentamentos,  $v$  (mm/dia):

$$v = \frac{\alpha.H.COD}{T_c} \cdot e^{-kh'.t} (1 - e^{-kh'.T_c}) \quad (3.50)$$

Segundo Boscov (2006) este modelo tem melhor aplicação em aterros antigos onde os mecanismos mecânicos e de dissipação de pressões intersticiais já tem pouca ou nenhuma influência.

### 3.4.13 Modelo de Soler et al (1995)

Soler et al (1995) propõem um modelo para simular os processos de assentamento por biodecomposição (*in* Carvalho, 1999), partindo da equação de geração de metano num aterro (modelo Scholl Canyon). Segundo os autores, a perda de massa por biodecomposição e os assentamentos associados são função da taxa de produção de biogás do aterro, pelo que a variação de volume da massa sólida devido aos processos de biodecomposição,  $\Delta V_s(t)$ , pode ser expressa por:

$$\Delta V_S(t) = \frac{\lambda}{f_{CH_4} \cdot \rho_S} \cdot \int_{t=0}^{t_i} M(t) e^{-\lambda \cdot t} \cdot dt \quad (3.51)$$

Em que,  $\rho_S$  é a densidade dos sólidos biodegradáveis;  $f_{CH_4}$  é a fracção de metano do biogás produzido;  $\lambda$  é a taxa de produção de metano; e  $M(t)$  é a fracção biodegradável dos resíduos.

#### 3.4.14 Modelo de Park & Lee (1997)

Park & Lee (1997, *in* Maques, 2001) apresentam um modelo de previsão de assentamentos secundários devidos a processos mecânicos e de decomposição. A parcela relativa aos assentamentos mecânicos corresponde à formulação de Sowers (1973), em que a deformação é proporcional ao logaritmo do tempo e a relativa aos assentamentos por biodecomposição é similar à do modelo de Meruelo. Tal como no modelo de Meruelo, estes autores consideram que os processos de hidrólise, expressos por uma equação cinética de primeira ordem, são condicionantes da biodecomposição e, consequentemente, da perda de massa, pelo que a compressão por solubilização pode ser expressa por:

$$\varepsilon_{dec} = \varepsilon_{total-dec} \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad (3.52)$$

Em que,  $\varepsilon_{total-dec}$  é a compressão total passível de ocorrer por biodegradação dos resíduos e depende da quantidade de matéria biodegradável presente nos resíduos,  $k$  é a taxa de deformação que ocorre devido à decomposição dos resíduos, e  $t$  é o tempo decorrido após o início dos processos de biodecomposição.

Ensaio em lisímetros, realizados pelos autores com diferentes condições de decomposição, apontaram para valores de  $\varepsilon_{total-dec}$  e de  $k$  de 0,072 e 2,37 ano<sup>-1</sup>, respectivamente, quando em condições favoráveis à biodecomposição, e de 0,061 e 1,75 ano<sup>-1</sup>, quando as condições são menos favoráveis.

#### 3.4.15 Modelo de Leonard *et al* (2000)

À semelhança do modelo anterior, Leonard *et al* (2000) propõem um modelo para previsão dos assentamentos secundários mecânicos e por biodecomposição. A parcela relativa aos assentamentos mecânicos secundários é, como no caso anterior, expressa pela formulação de Sowers propondo um valor de 0,02 para  $C\alpha'$ . Para a avaliação dos assentamentos por biodecomposição partem das curvas de produção de biogás, assumindo que a matéria orgânica biodegradada é transformada em biogás. Os autores consideram uma equação que traduz a curva de produção de biogás num aterro (Equação 3.53) e, a partir desta, é determinado um factor de assentamento,  $S_F$ , que corresponde à relação entre a quantidade de biogás esperada,  $a_i$ , e a quantidade total produzida,  $a_T$ .  $a_i$  e  $a_T$  são determinadas por integração da curva de produção de biogás (Equação 3.53) entre os tempos de interesse.

$$Q_{LFG} = 0,029 G_{LFG} \cdot R \cdot (e^{-kN} - e^{-k \cdot t}) \quad (3.53)$$

Em que,  $Q_{LFG}$  é a taxa de produção de biogás no tempo  $t$  (m<sup>3</sup>/dia);  $G_{LFG}$  é a capacidade total de produção de biogás (m<sup>3</sup>/ton de resíduos);  $R$  é a taxa de deposição de resíduos (ton/dia);  $k$  é a taxa de decomposição dos

resíduos ( $\text{ano}^{-1}$ );  $N$  é o tempo após encerramento do aterro (anos); e  $t$  é o tempo decorrido após deposição dos resíduos (anos).

A estimativa dos assentamentos devidos aos processos de biodecomposição é dada por:

$$\Delta H_{bio} = O.H.S_F \quad (3.54)$$

Em que,  $O$  é o teor em matéria orgânica degradável (percentagem em peso relativamente ao total de resíduos);  $H$  é a altura do aterro ou da camada; e  $S_F$  é o factor de assentamento ( $S_F = a_1/a_T$ ).

#### 3.4.16 Modelo de Simões (2000)

Este modelo, proposto por Simões (2000, *in* Simões & Campos, 2002), inclui a previsão dos assentamentos primários, dependentes da sobrecarga aplicada, e dos assentamentos secundários por fluência mecânica e por biodecomposição. As parcelas relativas aos assentamentos mecânicos são descritas por adaptação da formulação de Sowers (1973), respectivamente, para os assentamentos primários (Equação 3.55) e secundários (Equação 3.56):

$$\Delta H_1 = H_0.Cc'.\log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) \quad (3.55)$$

$$\Delta H_2 = H_0.C\alpha'.\log\left(\frac{t}{t_i}\right) \quad (3.56)$$

Em que,  $\Delta H_1$  é o assentamento primário da camada;  $H_0$  é a altura inicial dos resíduos;  $\sigma_0$  é a tensão total vertical inicial;  $\Delta\sigma$  é o incremento da tensão total;  $Cc'$  é o coeficiente de compressão primária;  $\Delta H_2$  é o assentamento secundário da camada;  $C\alpha'$  é o coeficiente de compressão por fluência;  $t$  é o tempo de previsão; e  $t_i$  é o tempo desde a deposição da camada  $j$ .

A estimativa dos assentamentos por biodecomposição é feita com base na perda de massa expressa por:

$$\Delta M_{ij} = M_{ij0} \cdot (1 - e^{-k_{ij} \cdot (t-t_0)}) \quad (3.57)$$

Em que,  $M_{ij0}$  é o potencial inicial de biodegradabilidade da fracção  $i$  da camada  $j$ ;  $k_{ij}$  é a taxa de biodegradação da fracção  $i$  da camada  $j$ ; e  $t_0$  é o tempo decorrido desde a deposição da camada  $j$ .

O modelo permite que a previsão dos assentamentos seja feita considerando a construção do aterro camada a camada. Apesar de os métodos para determinação de  $M_{ij0}$  e  $k$  não serem claramente apresentados, depreende-se que partem da determinação das quantidades relativas (em peso) dos vários constituintes dos resíduos e da avaliação dos respectivos graus de decomposição.

#### 3.4.17 Modelo Compósito (2001)

Na sequência da análise do desempenho de vários modelos propostos aos resultados obtidos num aterro experimental, Marques (2001) propõe o uso de um modelo que incorpora formulações de outros modelos

para cada um dos mecanismos que governam os assentamentos. A designação de modelo composto resulta do facto de o modelo incorporar leis próprias para cada mecanismo, provenientes de modelos pré-existent.

Para estimar os assentamentos primários, devidos ao aumento das tensões verticais, o autor usa a formulação proposta por Sowers (1973) que, apesar de pressupor princípios teóricos cuja aplicação aos resíduos é discutível (relação linear entre o índice de vazios e tensão aplicada, meio saturado, entre outros), tem conduzido a bons resultados. A avaliação dos assentamentos secundários mecânicos incorpora os processos de fluência sob influência do peso próprio e de carregamentos externos, sendo expressa pelo modelo de Gibson & Lo (1961), adaptado para associar os acréscimos da tensão vertical aos tempos de aplicação dos carregamentos. Por fim, para simular os assentamentos por biodecomposição, recorre ao modelo proposto por Park & Lee (1997), adaptado para que o parâmetro tempo corresponda ao instante de deposição dos resíduos.

A representação do modelo reológico proposto é apresentada na Figura 3.48 e na Equação (3.58).

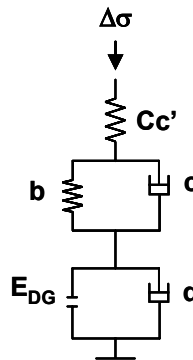


Figura 3.48 – Modelo reológico composto proposto por Marques (2001).

$$\varepsilon = \frac{\Delta H}{H} = Cc' \cdot \log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) + \Delta\sigma \cdot b \cdot (1 - e^{-c \cdot t'}) + E_{DG} \cdot (1 - e^{-d \cdot t''}) \quad (3.58)$$

Em que,  $\varepsilon$  é a deformação,  $\Delta H$  é o assentamento,  $H$  é a altura da coluna de resíduos,  $Cc'$  é o coeficiente de compressão mecânica primária;  $\sigma_0$  é a tensão vertical inicial,  $\Delta\sigma$  é o incremento da tensão vertical,  $b$  é o coeficiente de compressão mecânica secundária,  $c$  é a taxa de compressão mecânica secundária,  $E_{DG}$  é a compressão total devido à degradação dos resíduos,  $d$  é a taxa de compressão biológica secundária,  $t'$  é o tempo a partir da aplicação do carregamento, e  $t''$  é o tempo a partir da deposição dos resíduos.

O modelo reológico proposto (Figura 3.48) é composto por uma associação em série de 3 corpos reológicos, com os 2 primeiros dependentes das tensões aplicadas, constituídos por: i) 1 elemento de Hooke (relativo à compressão primária) representado por uma mola de constante  $Cc'$  ( $Cc' = Cc/(1+e_0)$ ); ii) um corpo de Kelvin (relativo à compressão mecânica secundária), representado pela associação em paralelo de um elemento Hooke (mola de constante elástica  $b$ ) e um elemento de Newton (amortecedor de viscosidade  $c$ ); iii) um terceiro corpo (relativo à compressão biológica secundária), não dependente das tensões aplicadas, representado pela associação em paralelo de um elemento de compressão finita (deformação biológica máxima  $E_{DG}$ ) e de um amortecedor de viscosidade  $d$ .

A aplicação do modelo é feita tendo em conta a sequência ou história da construção do aterro, pelo que o assentamento de cada camada, para cada processo envolvido, é calculado individualmente, e o assentamento total é obtido de forma cumulativa por sobreposição dos efeitos (Figura 3.49). Na Figura 3.50 apresentam-se os esquemas utilizados para incorporação dos assentamentos secundários mecânicos e biológicos.

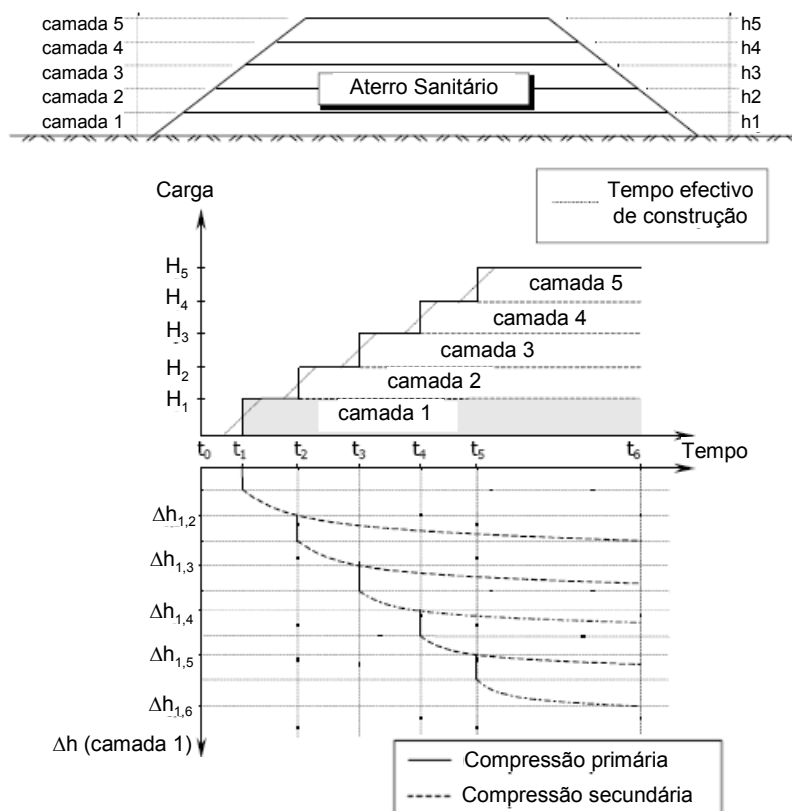


Figura 3.49 – Esquema de sobreposição dos efeitos de compressão (Marques, 2001).



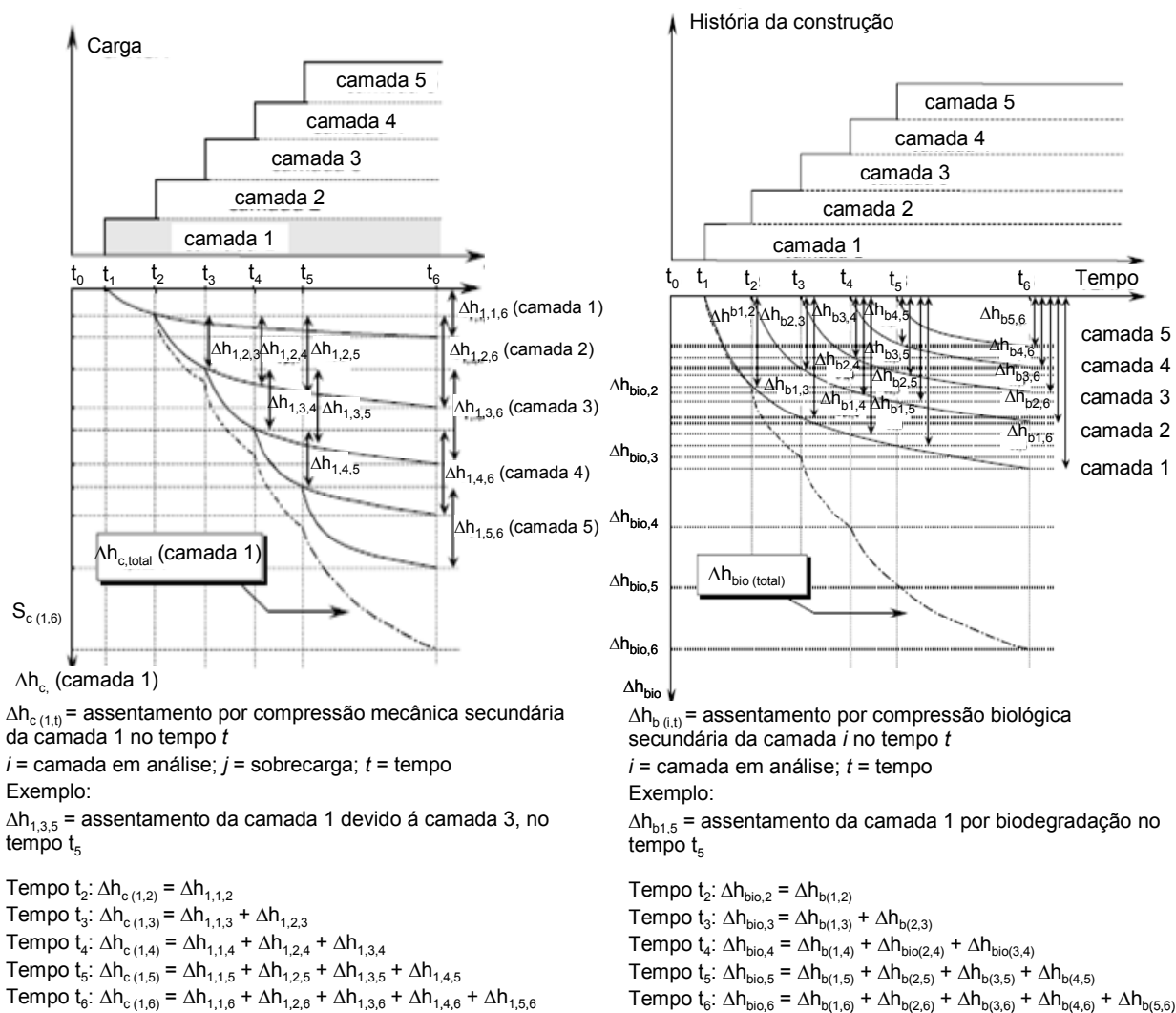


Figura 3.50 – Esquema da compressão secundária mecânica e biológica (Marques, 2001).

### 3.5 SINOPSE

Com o capítulo que agora se termina, onde foram abordados os aspectos relacionados com a compressibilidade dos resíduos e descritos um conjunto de modelos de compressibilidade propostos para RSU, dá-se por concluída a resenha bibliográfica deste trabalho.

Nos capítulos seguintes será apresentado o trabalho experimental realizado no âmbito desta tese, respectivos resultados e considerações críticas.



## **PARTE II**

### **CAPÍTULO 4. TRABALHO EXPERIMENTAL. ATERRO SANITÁRIO DE SANTO TIRSO**

### **CAPÍTULO 5. RESULTADOS EXPERIMENTAIS. SONDAGENS, ENSAIOS IN SITU E ENSAIOS DE LABORATÓRIO**

### **CAPÍTULO 6. RESULTADOS EXPERIMENTAIS. MONITORIZAÇÃO**

### **CAPÍTULO 7. PROPRIEDADES FÍSICAS E BIOQUÍMICAS DOS RESÍDUOS. ANÁLISE DE RESULTADOS**

### **CAPÍTULO 8. PROPRIEDADES MECÂNICAS DOS RESÍDUOS. ANÁLISE DE RESULTADOS**

### **CAPÍTULO 9. APLICAÇÃO DE MODELOS DE COMPORTAMENTO**



## CAPÍTULO 4. TRABALHO EXPERIMENTAL. ATERRO SANITÁRIO DE SANTO TIRSO

### 4.1 INTRODUÇÃO

Pretendeu-se, neste trabalho, caracterizar o comportamento físico e mecânico dos RSU depositados em aterro através da monitorização de aterros sanitários e da realização de ensaios (*in situ* e de laboratório), com o objectivo principal de aferir a evolução das suas propriedades e a aplicabilidade de modelos de previsão de comportamento global de aterros de resíduos, em particular no que diz respeito à sua deformabilidade.

Sendo a história construtiva dos aterros sanitários um factor importante para a caracterização dos resíduos e para a compreensão do seu comportamento em aterro, associado ao facto de a reconstituição *à posteriori* da história construtiva carecer, por regra, de rigor suficiente, procurou-se seleccionar como caso de estudo um ou mais aterros que se encontrassem, na totalidade ou pelo menos em parte, no início da exploração. Assim, após análise dos aterros sanitários existentes na área do Grande Porto que satisfizessem tal pressuposto, seleccionaram-se dois casos de estudo: o aterro sanitário de Santo Tirso e o aterro sanitário da Lipor II, situados, respectivamente, em Santo Tirso e na Maia.

As características dos resíduos, dos métodos e ritmos de deposição de cada um destes aterros apresentam diferenças significativas. O aterro de Santo Tirso é um aterro de encosta, com deposição diária, em que os resíduos depositados correspondem, em parte, a refugo das estações de triagem e de compostagem, e os restantes a resíduos directos. O aterro da Lipor II é um aterro em trincheira, de pequena dimensão, concebido para funcionar apenas durante curtos períodos de tempo, correspondentes às paragens da incineradora (para manutenção ou por avaria) e em que os resíduos depositados provêm apenas da recolha directa.

A programação do trabalho incluía o acompanhamento de cada aterro durante toda a fase de deposição e até, no mínimo, 2 anos após encerramento. Em virtude das diferenças de critérios de exploração destes aterros e da fase em que os aterros se encontravam à data de início dos trabalhos de investigação (Lipor II: nenhuma deposição; Santo Tirso: cerca de meio aterro), os tempos necessários para finalizar a deposição em cada um dos aterros são substancialmente diferentes: a deposição no aterro de Santo Tirso finalizou em Janeiro de 2005, enquanto o aterro da Lipor II encontra-se ainda em 2008 em fase de deposição. Por este motivo, os dados que a seguir se apresentam referem-se apenas ao aterro de Santo Tirso, sendo os dados do aterro da Lipor II objecto de futuras publicações.

Neste capítulo faz-se uma breve descrição do aterro sanitário de Santo Tirso, em termos das suas principais características e tipos e quantidades de resíduos depositados. Apresenta-se também a descrição dos trabalhos de prospecção e de instrumentação realizados neste aterro, bem como dos ensaios *in situ* e de laboratório.

## 4.2 ATERRO SANITÁRIO DE STO TIRSO – DESCRIÇÃO GERAL

### 4.2.1 Características Gerais e Antecedentes Históricos

O aterro sanitário de Sto Tirso, pertencente à Associação de Municípios do Vale do Ave (AMAVE), situa-se na Pedra do Couto (freguesia de Sta Cristina do Couto, concelho de Sto Tirso), entre a estrada municipal EM 556, que constitui o acesso ao aterro, e a A3 – Auto-Estrada Porto – Valença (km 19, aproximadamente).

Este aterro, em conjunto com um outro (aterro sanitário de Gonça), servem os municípios de Fafe, Guimarães, Vizela, Sto Tirso, Trofa e Vila Nova de Famalicão, tendo em 1999 servido pela primeira vez toda a população destes municípios. O conjunto formado pelos dois aterros, pelo Centro Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (CITRUS) do Vale do Ave (que inclui uma estação de triagem e uma central de compostagem), por 4 ecocentros, por cerca de 500 ecopontos e pelo sistema de recolha de RSU, constitui o Sistema Intermunicipal de Resíduos Sólidos Urbanos do Vale do Ave (SIRVA), cujo organigrama de processo é apresentado na Figura 4.1.

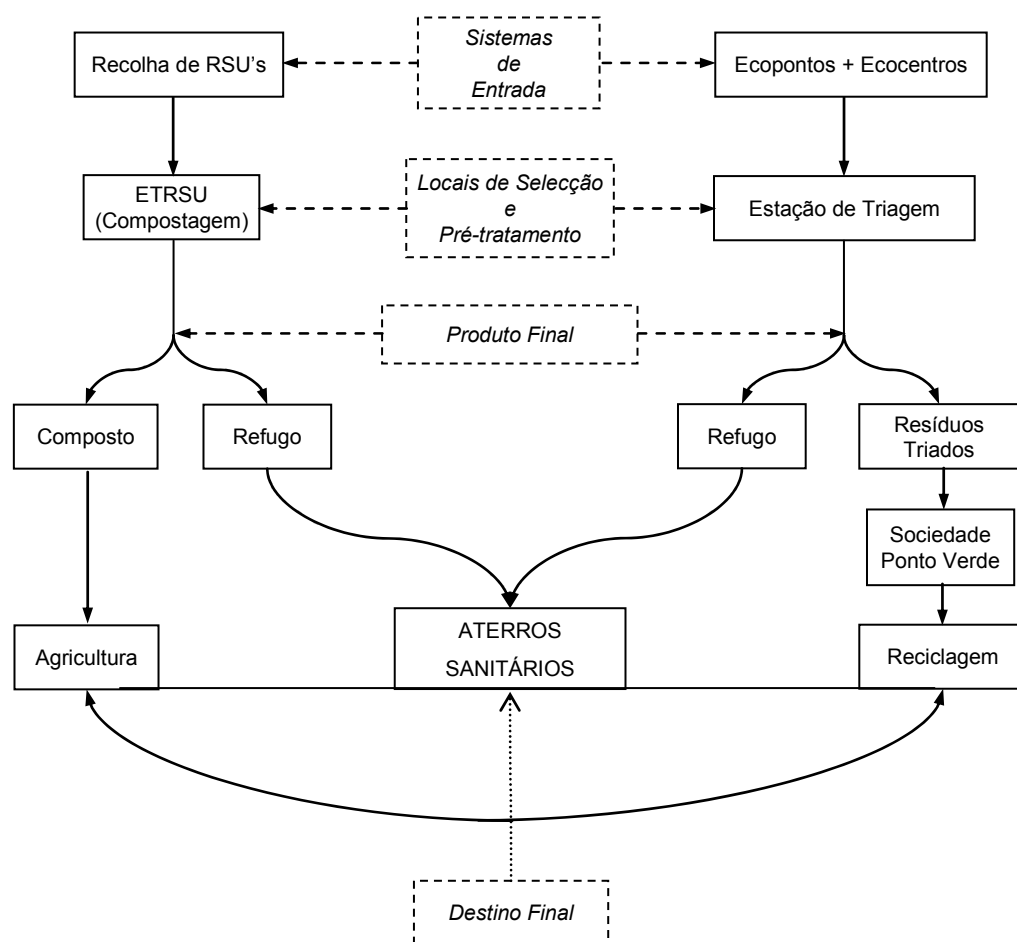


Figura 4.1 – Organigrama de Processo do SIRVA.

No local onde foi construído o aterro sanitário de Sto Tirso existia, até 1995, uma lixeira a céu aberto onde os resíduos produzidos eram depositados, sem nenhum tipo de pré-tratamento e de forma não controlada. Em 1995 iniciou-se a construção do aterro sanitário. Os trabalhos consistiram na reconversão da antiga lixeira, tendo-se, para tal, procedido à remoção dos resíduos existentes, à modelação do terreno natural, incluindo a criação de vias de circulação, à impermeabilização da base do aterro, à criação de sistemas de recolha de lixiviados e de biogás, e à construção de redes de drenagem de águas superficiais e de sistemas periféricos, tais como os sistemas de pesagem dos camiões e de lavagem dos rodados, os edifícios de apoio, a vedação do local, etc.. Após execução de parte do sistema de impermeabilização (zona inferior do aterro), iniciaram-se os trabalhos de recolocação dos resíduos da antiga lixeira e dos entretanto produzidos, sobre as zonas impermeabilizadas, através da sua deposição e compactação em camadas, intercaladas com solos também compactados. Os antigos resíduos ocuparam as zonas de cotas mais baixas do aterro, tendo-se, a partir de 1 de Setembro de 1997, prosseguido apenas com a deposição de novos resíduos, provenientes do Centro Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (CITRUS) de Riba d'Ave. Em termos globais, a deposição de resíduos no aterro sanitário iniciou-se em Março de 1995 e finalizou em Janeiro de 2005. A exploração do aterro esteve a cargo da empresa Soares da Costa S.A. até Outubro de 2000, passando posteriormente para a SERURB.

Este aterro foi construído numa encosta virada a poente, desenvolve-se entre as cotas 185 e 235 m, e ocupa uma área total de 82 861 m<sup>2</sup>, dos quais 56 562 m<sup>2</sup> correspondem à zona do aterro propriamente dito e os restantes às áreas periféricas. Trata-se pois de um aterro de encosta, em que os resíduos são depositados de modo a constituírem vários socalcos, com cerca de 4 a 6 m de altura (designados neste trabalho por camadas), limitados por taludes exteriores com inclinações da ordem de 1:1,5 (v:h) a 1:2 (v:h) e por banquetas com cerca de 3 a 5 m de largura. Na Figura 4.2 apresenta-se uma fotografia aérea ilustrativa do aterro, já na fase final de deposição, e na Figura 4.3 uma planta do aterro com indicação das áreas de deposição e respectiva cronologia.



Figura 4.2 – Vista aérea do aterro sanitário de Sto Tirso na fase final de exploração.

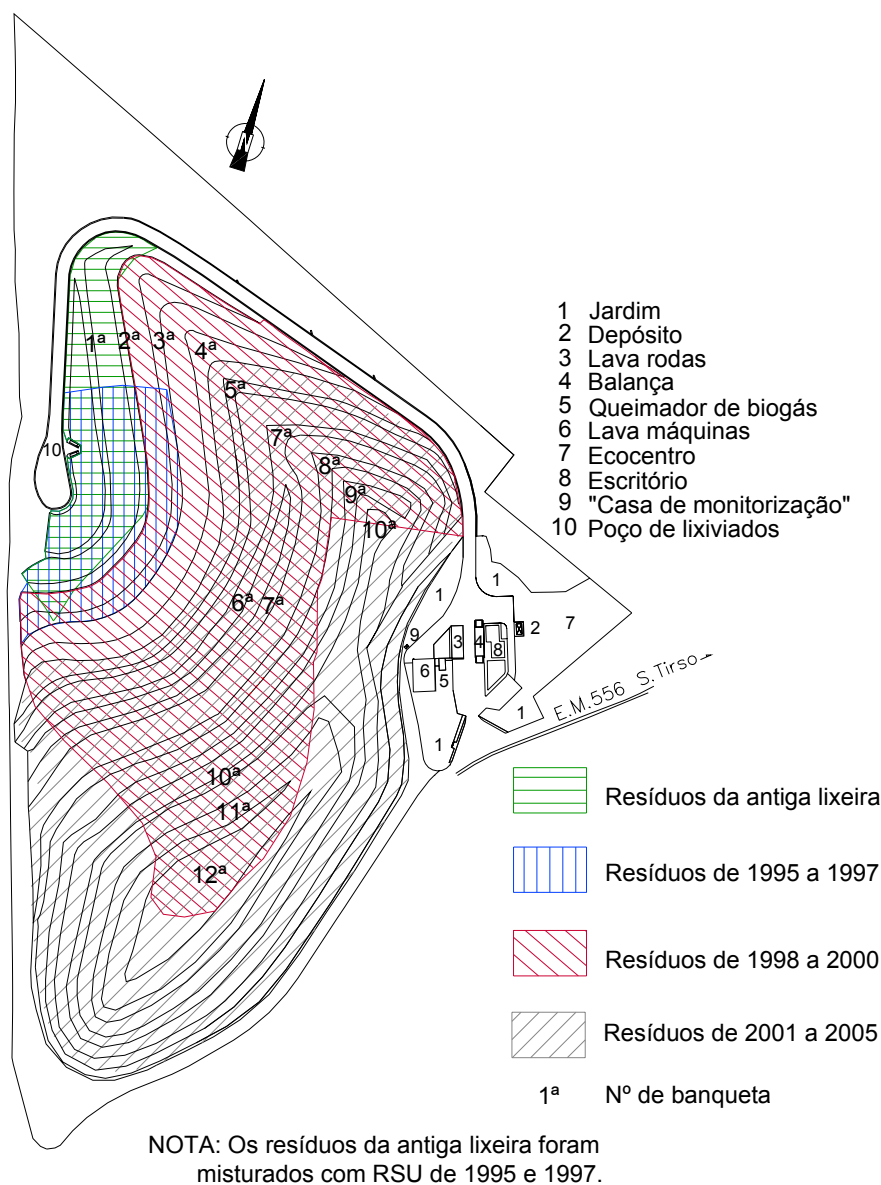


Figura 4.3 – Planta geral do aterro sanitário de Sto Tirso (final da exploração).

Nos primeiros anos de exploração a técnica de deposição usada foi a de camadas horizontais relativamente extensas, compactadas e recobertas com solos, tendo-se, a partir do ano 2000, passado para o método de “deposição em altura”, em que os resíduos são depositados em camadas sucessivas, com cerca de 0,5 a 1 m de altura, e abrangendo áreas relativamente reduzidas e aproximadamente rectangulares (segundo o sentido transversal do aterro, com comprimento variável e largura de cerca de 4 a 5 vezes a do cilindro compactador de pés de carneiro – Caterpillar 816). Estas camadas foram depositadas e compactadas de modo consecutivo até perfazerem a altura do socalco, e, só quando atingiam esta altura, é que se procedia ao seu recobrimento, com uma espessura de solos da ordem dos 0,2 a 0,3 m. Após concluída esta sequência, iniciava-se a deposição num novo “rectângulo” adjacente. A zona de ligação entre “rectângulos” adjacentes era limitada por um talude provisório vertical. Deste modo, pode equiparar-se cada socalco a uma camada, já que os respectivos resíduos são depositados no mesmo período de tempo. Na Figura 4.4 apresenta-se um esquema simplificado do método de exploração utilizado e algumas fotografias ilustrativas



desta metodologia e do aspecto da frente de uma camada, onde é bem visível a elevada quantidade de elementos tipo tira (têxteis e plásticos).

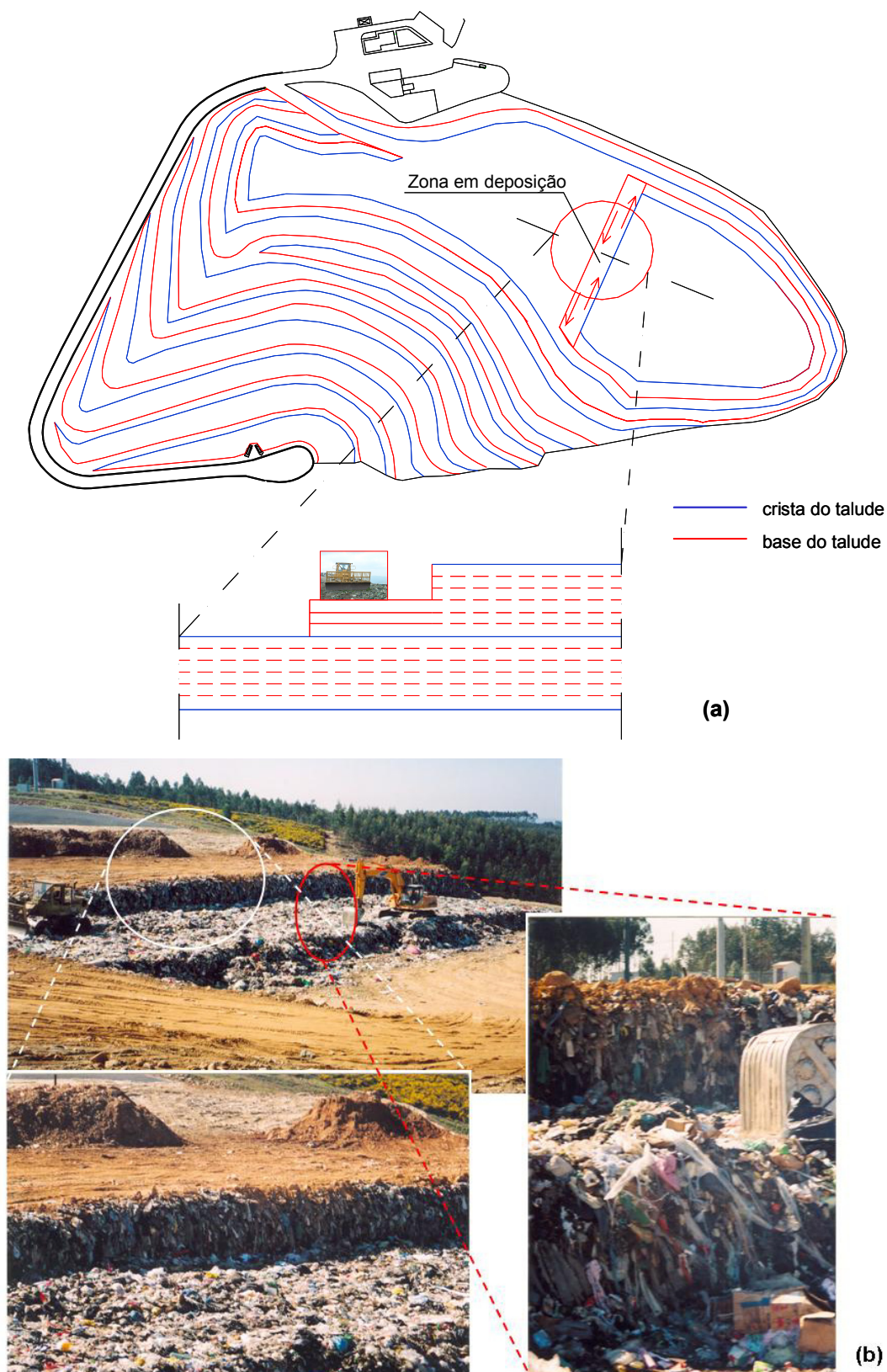


Figura 4.4 – Deposição: (a) esquema simplificado do método de deposição; (b) fotografias ilustrativas do procedimento de deposição e do aspecto da frente de uma camada.

Esta técnica de deposição permitiu obter elevados pesos volúnicos médios após deposição (da ordem dos 10 a 11 kN/m<sup>3</sup>, determinados a partir da comparação de levantamentos topográficos periódicos e das respectivas quantidades de resíduos depositados, não considerando os assentamentos ocorridos entre levantamentos topográficos), reduzida quantidade de solos de cobertura e uma boa gestão do aterro, nomeadamente em termos de caminhos de circulação e de rendimento dos equipamentos (reduzido número de equipamentos, apenas um cilindro compactador e uma giratória, e optimização dos respectivos consumos).

O sistema de impermeabilização da base e dos taludes do aterro é constituído, respectivamente, por (de baixo para cima):

- geotêxtil de protecção inferior em polipropileno (PP) com 300 gr. de massa por unidade de área (m.u.a.), não tecido agulhado; geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) com 2 mm de espessura, lisa em ambas as faces; geotêxtil de protecção superior em PP com 500 gr. de m.u.a., não tecido agulhado; camada de drenagem em brita com 0,30 m de espessura.
- geotêxtil de protecção inferior em PP com 300 gr. de massa por unidade de área (m.u.a.), não tecido agulhado; geomembrana em PEAD com 2 mm de espessura, pitonada em ambas as faces; geocompósito drenante composto por um geotextil em PP com 350 gr. de m.u.a., não tecido agulhado, e por uma estrutura drenante em filamentos de PEAD, com 800 gr. de m.u.a., preenchido com areão; geotêxtil de protecção e filtragem em PEAD com 300 gr. de m.u.a., não tecido agulhado.

Em termos geológicos o local onde foi construído o aterro caracteriza-se pela presença de grauvaques e xistos do Silúrico, que fazem parte de uma larga faixa denominada Formação do Sobrado (Serviços Geológicos de Portugal, 1965, 1986, 1992a) e 1992b)), com orientação NW-SE, e que atravessa a região quase diagonalmente. A Formação de Sobrado pertence à grande mancha paleozóica que se estende desde Valongo/Sobrado até Esposende. Em termos de alteração e fracturação o maciço rochoso apresenta-se, à superfície e na zona do aterro, em regra muito a medianamente alterado e fracturado. A compartimentação do maciço é condicionada essencialmente pela presença de duas famílias principais de descontinuidades, uma com orientação N60-70°E/ 80°S-80°N e outra, conjugada, com orientação N70°E/10°N-10°S.

#### **4.2.2 Composição e Quantidades de Resíduos Depositados**

Conforme já referido, a deposição de resíduos iniciou-se em Março de 1995 e finalizou em Janeiro de 2005. A deposição durante os primeiros anos foi bastante irregular, tendo havido longos períodos em que não houve deposição. De acordo com os registos da AMAVE, os períodos de deposição no aterro de Sto Tirso foram os seguintes:

- 1995: 10 meses (de Março a Dezembro)
- 1996: 6 meses (de Janeiro a Junho)
- 1997: 4 meses (de Setembro a Dezembro)

- 1998: 12 meses (de Janeiro a Dezembro)
- 1999: 6 meses (de Janeiro a Junho)
- 2000: 2 meses (Novembro e Dezembro)
- 2001: 12 meses (de Janeiro a Dezembro)
- 2002: 12 meses (de Janeiro a Dezembro)
- 2003: 12 meses (de Janeiro a Dezembro)
- 2004: 12 meses (de Janeiro a Dezembro, mas muito reduzida em Setembro e Outubro)
- 2005: 1 mês (Janeiro)

Com excepção da parte inferior do aterro, constituída por resíduos provenientes da antiga lixeira, a maior parte dos resíduos depositados passaram previamente por um processo de triagem e compostagem, por forma a serem removidas as fracções mais ricas em vidros, metais, papel/cartão e matéria orgânica. De acordo com os registos do dono de obra - Associação de Municípios do Vale do Ave (AMAVE) e das empresas exploradoras, a quantidade total de resíduos depositados entre 1995 e 2005 foi de, aproximadamente, 700 000 toneladas, dos quais 90% correspondem a materiais de refugo das centrais de triagem e compostagem e os restantes a resíduos directos (sem pré-tratamento). Na Figura 4.5 apresentam-se as quantidades anuais e totais de resíduos depositados no aterro sanitário de Sto Tirso, com indicação do respectivo tipo (refugo, RSU directos e total).

A composição dos resíduos directos e de refugo foi analisada, antes de serem depositados, pela SERURB/AMAVE de acordo com as recomendações da ADEME (MODECOM<sup>TM</sup> - *Méthodes de caractérisation des ordures ménagères*; ADEME, 1993) que considera 13 classes de materiais (§ 1.4.2). Destas 13 classes, 4 correspondem a materiais inorgânicos (vidro, metal, resíduos domésticos especiais, e outros materiais inertes) e 9 a materiais orgânicos com maior ou menor quantidade de matéria orgânica biodegradável (materiais putrescíveis, papel, cartão, têxteis, têxteis sanitários, plásticos, materiais compósitos, outros materiais combustíveis, e fracção fina (<20 mm)). Com excepção dos resíduos provenientes da antiga lixeira (sobre os quais não há dados), apresenta-se na Figura 4.6 a composição média de cada um dos tipos de resíduos depositados (directos e refugo) e na Figura 4.7 a composição média total dos resíduos depositados em aterro, definida a partir das quantidades de cada um dos tipos de resíduos depositados (90% directos e 10% de refugo) e da respectiva composição. Da análise destas figuras verifica-se que as classes de resíduos predominantes correspondem, por ordem decrescente, a plásticos, têxteis, materiais finos e resíduos putrescíveis.

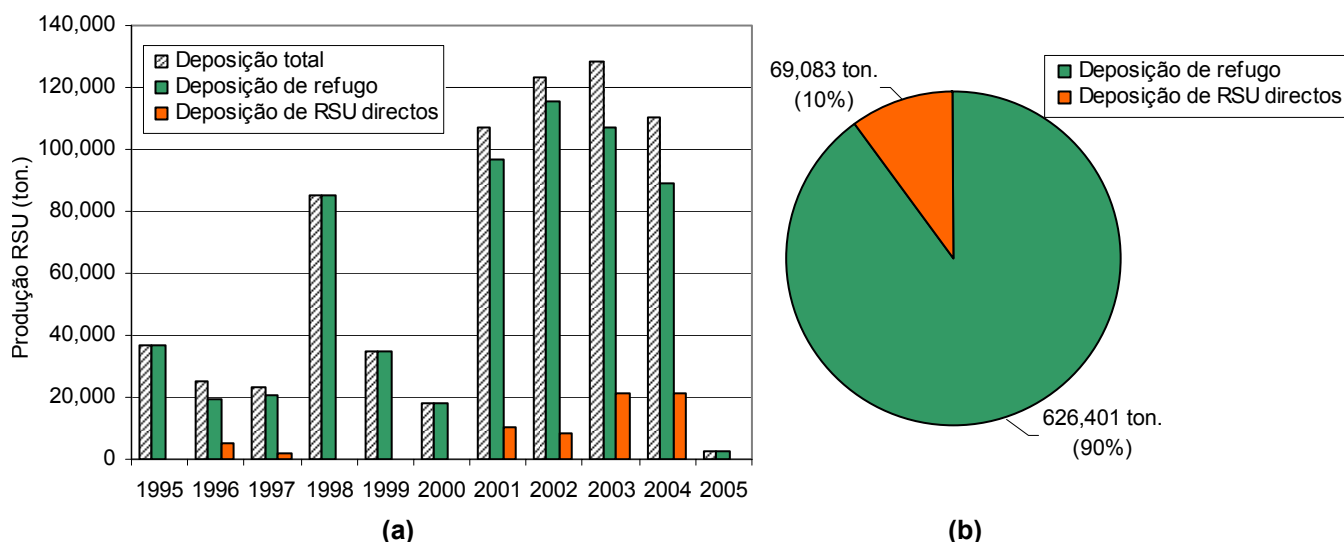


Figura 4.5 – Quantidades e tipos de resíduos depositados no aterro sanitário de Sto Tirso: (a) por ano; (b) total.

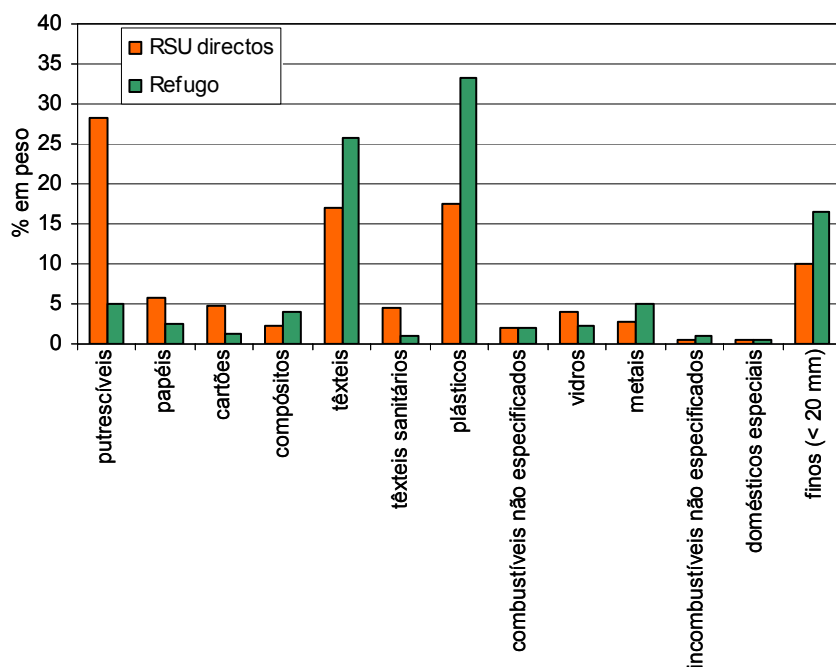


Figura 4.6 – Composição média dos resíduos directos e do refugo depositado.

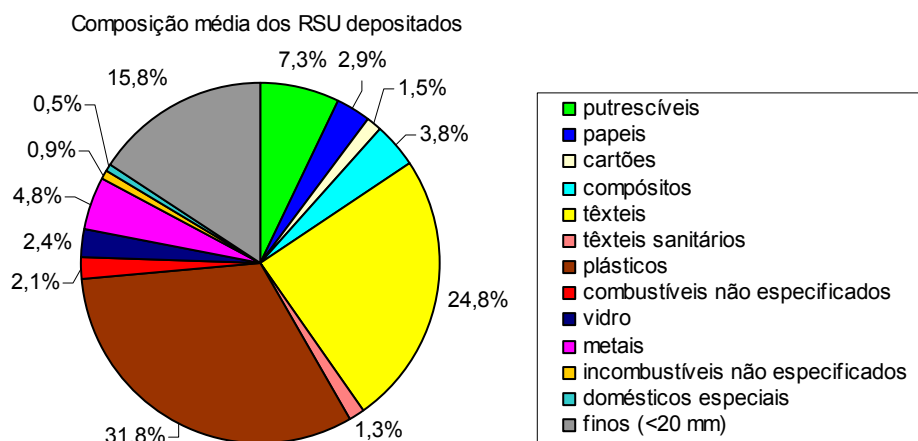


Figura 4.7 – Composição média dos resíduos depositados.

Tendo presente a grande influência dos resíduos orgânicos no comportamento global do aterro, convém ainda analisar a composição média dos resíduos depositados em termos do seu carácter inorgânico e orgânico, diferenciando nestes últimos os putrescíveis. Na Figura 4.8 são apresentadas as respectivas percentagens, onde se evidencia a elevada quantidade total de resíduos orgânicos presentes no aterro (MO = 91,3%, dos quais apenas 7,3% correspondem a resíduos orgânicos putrescíveis).

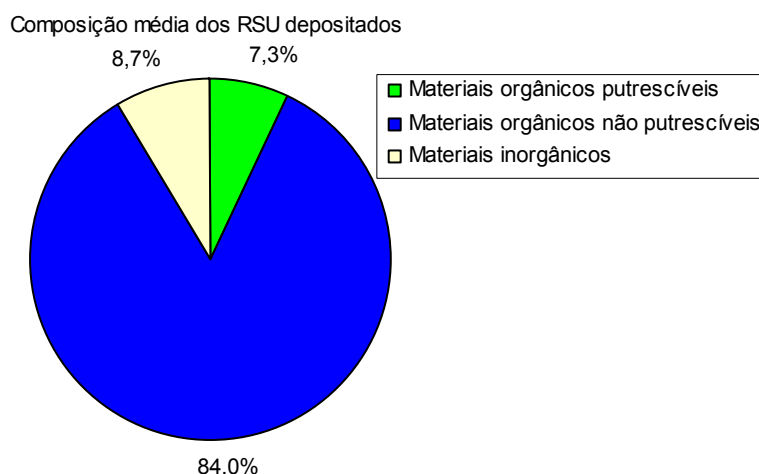


Figura 4.8 – Composição dos resíduos depositados em função do seu carácter orgânico e inorgânico.

## 4.3 TRABALHOS REALIZADOS

### 4.3.1 Selecção das Áreas de Estudo

Considerando a geometria do aterro sanitário de Sto Tirso, o tipo e as idades dos resíduos depositados, a fase de enchimento em que o aterro se encontrava aquando do início dos trabalhos efectuados no âmbito desta dissertação e os objectivos propostos, seleccionaram-se três áreas de estudo designadas por estações: Estação A, Estação B e Estação C, a que correspondem resíduos de diferentes idades (Estação A mais recentes, Estação B intermédios e Estação C mais antigos). Nas Estações B e C a deposição já tinha finalizado quando se iniciaram os trabalhos de investigação, enquanto a Estação A se encontrava, quase na totalidade, ainda sem resíduos.

Na Figura 4.9 apresenta-se uma planta do aterro à data de início dos trabalhos, com a localização das três áreas seleccionadas (estações A, B e C), e na Figura 4.10 o perfil transversal da zona de cada estação com indicação das várias camadas e correspondentes períodos de deposição, definidos com base nos levantamentos topográficos periódicos e nas informações prestadas pela AMAVE e pelas empresas exploradoras. Em cada uma das estações os trabalhos foram realizados de modo a definirem um perfil, perpendicular aos taludes do aterro, que abrange vários socalcos (2 socalcos no caso das estações B e C, e 4 socalcos no caso da Estação A). Cada estação inclui 2 a 4 zonas de trabalho, onde se concentraram os equipamentos de instrumentação e os ensaios, designadas por subestações (A1 a A4, B1 e B2, e C1 e C2) e em que a menor numeração corresponde sempre às banquetas ou locais de maior cota dentro de cada estação (Figuras 4.9 e 4.10). Nas estações B e C, em que a deposição já tinha finalizado, os trabalhos foram realizados a partir das banquetas que limitam o topo dos respectivos socalcos ou camadas

(subestações B1, B2, C1 e C2), e na Estação A tentou-se, de acordo com o plano de previsão de enchimento, que estes viessem a coincidir com a futura posição das banquetas (posição final prevista: A4 – 7ª banqueta; A3 – 9ª banqueta; A2 e A1 – topo do aterro ou 10ª “banqueta”).

A título de resumo apresentam-se de seguida as principais características de cada estação:

Estação A – inclui 4 subestações designadas por A1, A2, A3 e A4 (respectivamente de E para W ou da maior para a menor cota). As subestações A1 a A3 situam-se numa zona onde a deposição de resíduos ainda não tinha sido iniciada (a deposição ocorreu entre Julho de 2001 e Abril de 2004); a subestação A4 (de menor cota) situa-se numa zona em que a deposição já se tinha iniciado (os respectivos resíduos foram depositados no início de 1999 encontrando-se, nessa época, ao nível da 5ª banqueta), tendo posteriormente prosseguido até atingir a altura final (resíduos depositados entre Julho de 2001 e Junho de 2002, 6ª e 7ª banqueta);

Estação B – inclui 2 subestações designadas por B1 e B2 (respectivamente na 5ª e 7ª banqueta; a 6ª banqueta não existe na zona da Estação B, Figura 4.3); situa-se numa zona onde a deposição já tinha terminado, tendo os respectivos resíduos sido depositados entre o início de 1998 e meados de 1999;

Estação C – inclui 2 subestações designadas por C1 e C2 (respectivamente na 1ª e 2ª banqueta). Situa-se numa zona onde a deposição já tinha terminado e em que os resíduos foram depositados em 1995 e 1996, correspondendo a resíduos provenientes da antiga lixeira misturados com os produzidos durante aquele período de tempo.

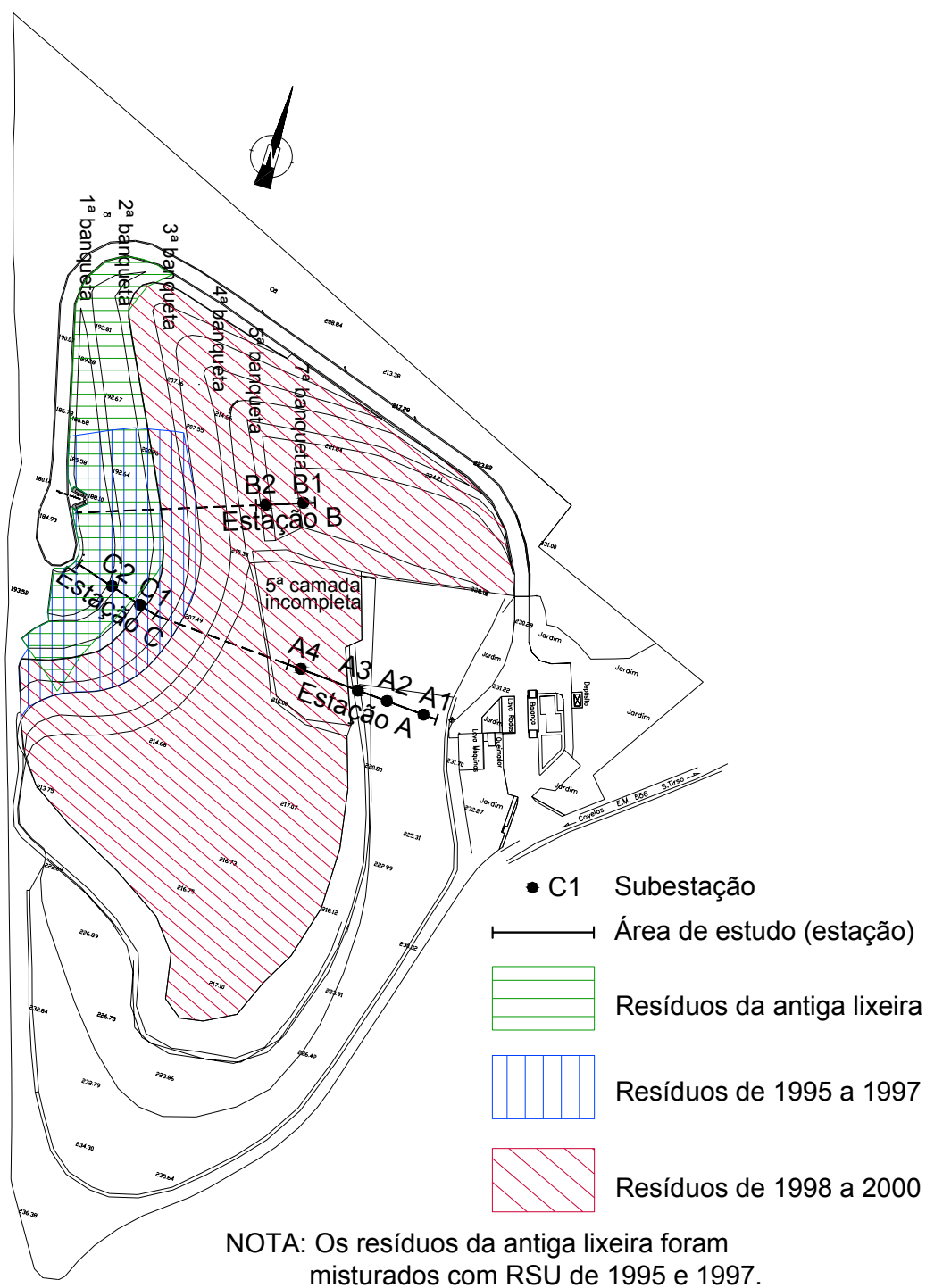


Figura 4.9 – Localização em planta das áreas de estudo (levantamento topográfico à data de início dos trabalhos).

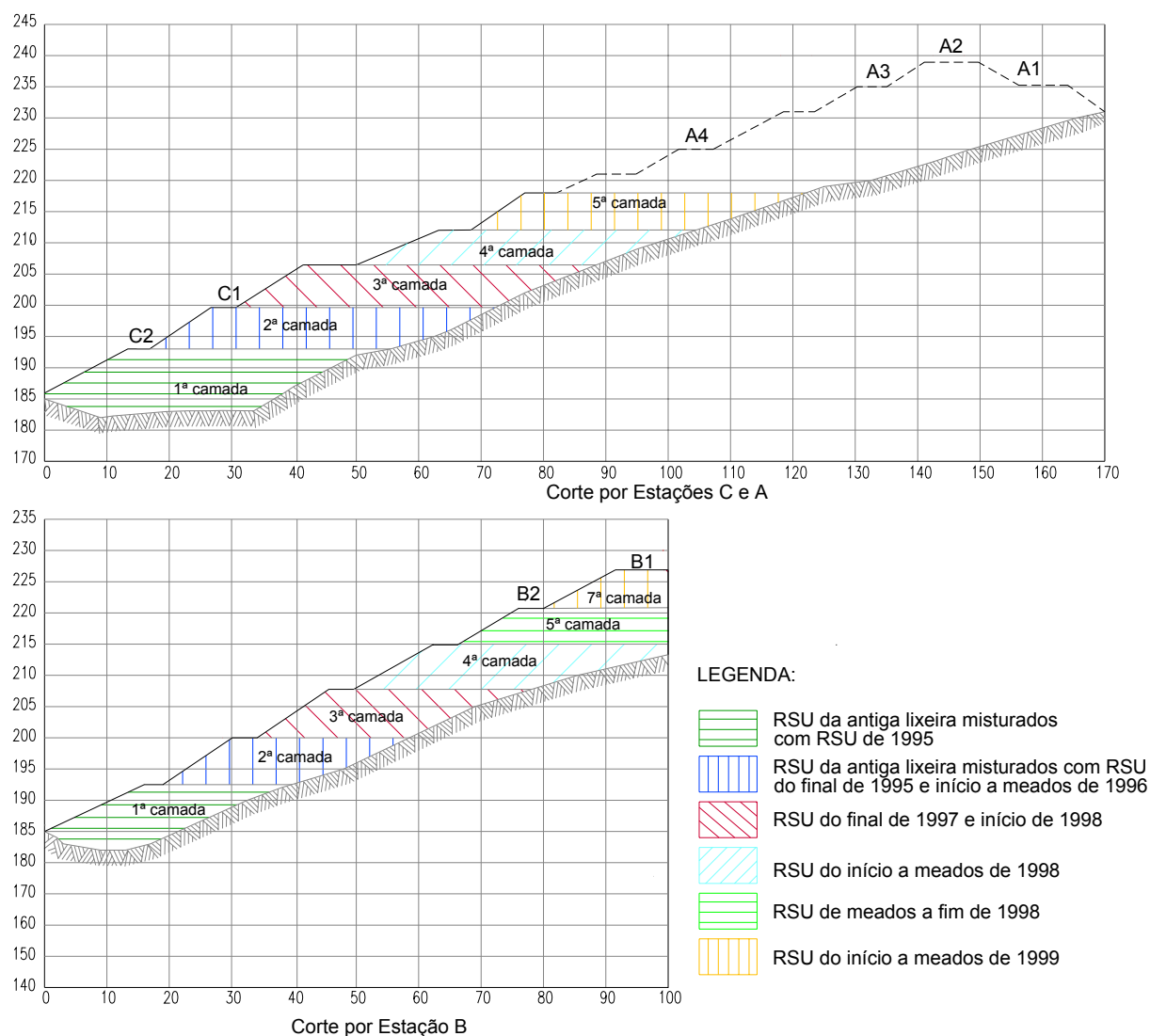


Figura 4.10 – Perfis transversais das áreas de estudo (levantamento topográfico à data de início dos trabalhos).

### 4.3.2 Trabalhos de Prospecção

Numa primeira fase foram realizadas 8 sondagens localizadas nas subestações C1, C2, B1, B2 e A4. As sondagens foram realizadas com o objectivo de caracterizar os resíduos existentes nessas zonas, através da realização de ensaios dentro dos furos de sondagem (SPT e determinação dos pesos volúmcicos) e da recolha de amostras para posterior realização de ensaios de laboratório. Estas sondagens foram ainda utilizadas para instalação de equipamentos de instrumentação (piezómetros hidráulicos de tubo aberto, nas sondagens SP, e calhas inclinométricas com aranhas magnéticas acopladas, nas sondagens SI). Estas sondagens foram realizadas de forma descontinuada ao longo do tempo (desde Maio de 2001 até Julho de 2003), em consequência da impossibilidade de aceder em certas épocas a determinados locais, da necessidade de preparar previamente alguns acessos e de conciliar os trabalhos de investigação previstos com os trabalhos de exploração e de manutenção do aterro, e das adversas condições climáticas verificadas em determinados períodos.



Numa segunda fase foram realizadas mais 5 sondagens, com o objectivo principal de permitir a substituição de alguns dos equipamentos de instrumentação colocados na primeira fase e que entretanto avariaram ou foram danificados. Esta segunda fase decorreu em 2004, encontrando-se todos os locais já com a deposição finalizada.

As sondagens SI atravessaram a altura total de resíduos depositados enquanto nas sondagens SP a profundidade de furação foi limitada à cota de instalação pretendida para os piezómetros. A altura total de resíduos existente em cada local foi previamente avaliada por comparação das respectivas cotas, determinadas a partir do levantamento topográfico do sistema de impermeabilização da base (fornecido pela AMAVE) e do levantamento topográfico de cada local de sondagem à data de início dos respectivos trabalhos. No Quadro 4.1 apresenta-se o número de sondagens realizadas em cada fase, respectiva localização, designação, profundidade atingida e data de execução.

Quadro 4.1 – Resumo das sondagens realizadas.

	Estação	Subestação	Nº Sondagem	Prof. RSU Furados (m)	Data
1ª Fase	A	A1	-	-	-
		A2	-	-	-
		A3	-	-	-
		A4	A4-SI <sub>1</sub> A4-SP	7,4 4,5	Mai-01 Mai-01
	B	B1	B1-SP <sub>1</sub> B1-SI <sub>1</sub>	11,0 14,0	Fev-2002 Out/Nov-2002
			B2-SP	11,1	Nov-2001
	C	C1	C1-SP	14,0	Mar-2002
		C2	C2-SP C2-SI <sub>1</sub> <sup>a)</sup>	9,8 3,0	Jun-2003 Jul-2003
2ª Fase	A	A1	-	-	-
		A2	-	-	-
		A3	A3-SI <sub>2</sub>	14,8	Nov/Dez-2004
		A4	A4-SI <sub>2</sub>	14,8	Ago/Set-2004
	B	B1	B1-SI <sub>2</sub> B1-SP <sub>2</sub>	14,2 12,0	Set-2004 Set/Out-2004
			B2	-	-
	C	C1	-	-	-
		C2	C2-SI <sub>2</sub>	10,9	Set-2004

<sup>a)</sup> sondagem abandonada (não se conseguiu ultrapassar a profundidade indicada)

As sondagens foram realizadas com trado mecânico de 200 mm ou 150 mm de diâmetro (respectivamente na 1ª e 2ª fase), sem circulação de fluídos e com revestimento metálico. O método utilizado permitiu uma boa recuperação dos resíduos atravessados e a identificação do nível de lixiviados, quando existente. Com excepção das duas primeiras sondagens a serem realizadas (A4-SI<sub>1</sub> e A4-SP, que serviram para aferir o método de furação e nas quais não se procedeu à recolha de amostras), a recolha das amostras foi efectuada de forma contínua, por trechos de 1 metro, e acompanhada da respectiva descrição (em termos de aspecto, cor e grau de humidade) e da pesagem do material recolhido em cada metro de furação (utilizada para a determinação do peso volúmico). As amostras foram posteriormente agrupadas por trechos de profundidade, compreendidos entre 4 e 6 m de comprimento de forma a representarem as diferentes camadas de resíduos, e, numa primeira fase, expostas ao ar para secagem. Posteriormente, foram

aconditionadas em sacos plásticos devidamente selados para posterior realização de ensaios de laboratório de caracterização física e mecânica (AM). Em simultâneo com a execução das sondagens, procedeu-se ainda à recolha de amostras de menor dimensão (Am), devidamente acondicionadas e representativas de cada amostra de grande dimensão (AM), para determinação dos teores em água e em matéria orgânica, o que foi realizado logo em seguida.

#### 4.3.3 Ensaaios *In Situ*

Os ensaios *in situ* realizados corresponderam a ensaios de penetração do tipo SPT e CPT, ensaios de carga em profundidade (screw-plate, ScP) e determinação dos pesos volúmicos totais. Os ensaios SPT foram realizados no interior de todas as sondagens, com um espaçamento de 1 ou 1,5 m; os ensaios de carga foram realizados a diferentes profundidades nas Estações B e C, e os ensaios CPT nos mesmos locais em que se realizaram os ensaios de carga. Os ensaios CPT e de carga em profundidade foram realizados em Agosto e Setembro de 2000, ou seja, antes de se terem iniciado os trabalhos de instrumentação do aterro de Sto Tirso (Maio de 2001). Para a realização dos ensaios CPT foi utilizado o cone Beggeman, permitindo a medição descontínua e separada da resistência à penetração do cone (com 10 cm<sup>2</sup> de área e 60° de ângulo) e do atrito mobilizado ao longo da manga. Estes ensaios foram realizados de acordo com as respectivas normas da ASTM (SPT: ASTM D1586/84; CPT: ASTM D3441/86; screw-plate: ASTM D1194). A determinação dos pesos volúmicos foi efectuada a partir da pesagem das amostras colhidas nas sondagens (por metro de furação) e do respectivo volume do trecho da sondagem (determinado com base no diâmetro de furação e no comprimento de recolha das amostras). No início dos trabalhos realizou-se ainda um ensaio de determinação do peso volúmico a partir de uma vala localizada na zona da subestação A4. No Quadro 4.2 apresenta-se um resumo dos ensaios CPT e screw-plate realizados, com indicação da respectiva localização e profundidade.

Quadro 4.2 – Resumo dos ensaios CPT e screw-plate.

Estação	Subestação	Ensaios de carga em profundidade (screw-plate), ScP		Ensaios CPT	
		Nº Ensaio	Prof. (m)	Nº Ensaio	Prof. (m)
B	B1	ScP-B1-3	3	CPT-B1	8,7
		ScP-B1-6	6		
		ScP-B1-9	9		
	B2	ScP-B2-2	2	CPT-B2	9,1
		ScP-B2-5	5		
		ScP-B2-8	8		
C	C1	ScP-C1-3	3	CPT-C1	11,6
		ScP-C1-6	6		
		ScP-C1-9	9		
	C2	ScP-C2-2	2	CPT-C2	6,3
		ScP-C2-4	4		
		ScP-C2-6	6		

#### 4.3.4 Ensaios de Laboratório

Conforme referido no § 4.3.2, foram colhidas várias amostras a partir das sondagens realizadas e sobre as quais se realizaram ensaios em laboratório de caracterização física e mecânica dos RSU. Para além das amostras colhidas em furos de sondagens procedeu-se ainda à recolha directa de duas amostras de RSU recentemente depositados (Estação A). A partir das amostras colhidas (AM e Am) procedeu-se à realização dos seguintes tipos de ensaios:

- teores em água e em matéria orgânica (Am);
- identificação e classificação dos RSU quanto ao tipo e à forma (AM);
- análises granulométricas (AM);
- determinação do peso volúmico das partículas sólidas (AM);
- ensaios edométricos (AM);
- ensaios triaxiais (AM);

Com excepção dos ensaios triaxiais, que foram realizados no laboratório de Geotecnia do Departamento de Engenharia Civil da FCTUC (Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra), todos os restantes ensaios foram realizados no laboratório de Materiais de Construção da FEUP (Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto).

As amostras de menor dimensão (Am) foram utilizadas para determinação dos teores em água e em matéria orgânica e as de maior dimensão (AM) para a realização dos restantes ensaios de caracterização física e mecânica. No Quadro 4.3 apresenta-se um resumo de todas as amostras de RSU ensaiadas, indicando-se o respectivo tipo (AM ou Am), designação, profundidade e local e data de colheita.

Para além dos ensaios indicados realizados sobre a fracção sólida dos resíduos, procedeu-se ainda à recolha periódica de amostras de lixiviado para posterior realização de ensaios de caracterização química. Estas amostras foram colhidas a partir dos tubos inclinométricos e piezómetros instalados, utilizando-se para tal duas ou três bombas, de pequeno diâmetro (35 mm) e com 9 cm de comprimento, ligadas em série. Os ensaios de caracterização química foram realizados no Departamento de Química da FCUP (Faculdade de Ciências da Universidade do Porto) e consistiram na determinação dos seguintes parâmetros:

- pH;
- alcalinidade ( $\text{CaCO}_3$ );
- azoto amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ );
- nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ );
- fósforo ( $\text{PO}_4$ );
- carência química de oxigénio (CQO).

- carência bioquímica de oxigénio ( $\text{CBO}_5$ )

A descrição dos procedimentos usados na realização dos vários ensaios indicados, bem como os resultados obtidos são apresentados no § 5.3.

Quadro 4.3 – Resumo das amostras de RSU colhidas (AM e Am).

Estação	Subestação	Local de colheita	Amostras grandes (AM)		Amostras pequenas (Am)		Data de colheita
			Nº Amostra	Prof.(m)	Nº Amostra	Prof.média (m)	
A	A1	superfície	AM2	0 a 1,2	Am2	0,6	19-09-2003
	A3	A3-Sl <sub>2</sub>	AM1-A3l <sub>2</sub>	1 a 4	Am1-A3l <sub>2</sub>	3,0	24-11-2004
			AM2-A3l <sub>2</sub>	4 a 9	Am2-A3l <sub>2</sub>	6,0	29-11-2004
			AM3-A3l <sub>2</sub>	9 a 14	Am3-A3l <sub>2</sub>	9,0	02-12-2004
					Am4-A3l <sub>2</sub>	13,5	02-12-2004
	A4	superfície	AM1	0 a 2	Am1	1,0	17-07-2001
		A4-Sl <sub>2</sub>	AM1-A4l <sub>2</sub>	1 a 4	Am1-A4l <sub>2</sub>	3,0	31-08-2004
			AM2-A4l <sub>2</sub>	4 a 9	Am2-A4l <sub>2</sub>	6,0	02-09-2004
			AM3-A4l <sub>2</sub>	9 a 14	Am3-A4l <sub>2</sub>	8,8	03-09-2004
					Am4-A4l <sub>2</sub>	13,0	03-09-2004
B	B1	B1-SP <sub>1</sub>	AM1-B1P <sub>1</sub>	1 a 6	Am1-B1P <sub>1</sub>	3,5	15-02-2002
			AM2-B1P <sub>1</sub>	6 a 10	Am2-B1P <sub>1</sub>	8,0	18-02-2002
		B1-Sl <sub>1</sub>	AM1-B1l <sub>1</sub>	1 a 6	Am1-B1l <sub>1</sub>	3,5	28-10-2002
			AM2-B1l <sub>1</sub>	6 a 11	Am2-B1l <sub>1</sub>	8,5	06-11-2002
		B1-Sl <sub>2</sub>	AM1-B1l <sub>2</sub>	1 a 6	Am1-B1l <sub>2</sub>	3,0	16-09-2004
			AM2-B1l <sub>2</sub>	6 a 11	Am2-B1l <sub>2</sub>	6,0	20-09-2004
			AM3-B1l <sub>2</sub>	11 a 14	Am3-B1l <sub>2</sub>	9,0	21-09-2004
					Am4-B1l <sub>2</sub>	12,0	21-09-2004
	B2	B2-SP <sub>2</sub>	AM1-B1P <sub>2</sub>	1 a 4	Am1-B1P <sub>2</sub>	3,0	29-09-2004
			AM2-B1P <sub>2</sub>	4 a 8	Am2-B1P <sub>2</sub>	6,0	05-10-2004
			AM3-B1P <sub>2</sub>	8 a 12	Am3-B1P <sub>2</sub>	9,0	08-10-2004
					Am4-B1P <sub>2</sub>	12,0	08-10-2004
C	C1	C1-SP	AM1-C1P	1 a 6	Am1-C1P	3,5	22-03-2002
			AM2-C1P	7 a 11	Am2-C1P	9,0	25-03-2002
			AM3-C1P	12 a 14	Am3-C1P	13,0	26-03-2002
	C2	C2-SP	AM1-C2P	1 a 5	Am1-C2P	3,0	30-05-2003
			AM2-C2P	5 a 9,8	Am2-C2P	7,4	11-06-2003
		C2-Sl <sub>2</sub>	AM1-C2l <sub>2</sub>	1 a 5	Am1-C2l <sub>2</sub>	3,0	07-09-2004
			AM2-C2l <sub>2</sub>	5 a 10	Am2-C2l <sub>2</sub>	6,0	10-09-2004

Os locais de recolha das amostras AM1 e AM2 não coincidem exactamente com o perfil da Estação A, situando-se nas suas imediações, pelo que foram associadas à subestação A mais próxima.

#### 4.3.5 Instrumentação

Por serem factores condicionantes do comportamento de aterros sanitários, o plano de instrumentação implementado teve como objectivo principal a avaliação do comportamento mecânico global do aterro e, em particular, do seu comportamento de tensão-deformação, e sua correlação com a idade ou fase de decomposição dos resíduos.

Conforme já foi referido, o facto de os RSU serem materiais muito deformáveis, em que as condições de rotura só são atingidas para grandes níveis de deformação, leva a considerar os aspectos deformacionais

como dos mais críticos para o bom funcionamento e adequada rentabilização dos aterros sanitários. O comportamento de deformação de um aterro de resíduos está intimamente ligado às características intrínsecas dos resíduos, nomeadamente ao facto de se tratar de materiais evolutivos, em que as suas propriedades e composição vão variando no tempo, em função do grau de decomposição e de degradação dos seus constituintes.

O nível de deformações atingido depende de inúmeros factores, já mencionados anteriormente (§ 3.2), o que faz com que a simulação e a avaliação das deformações de um aterro sanitário sejam tarefas difíceis. Para além disso, há ainda a salientar o facto, também já referido, de as várias camadas de resíduos constituintes do aterro se encontrarem em diferentes estágios dos processos de deformação, pelo que o assentamento total de uma camada corresponde ao somatório dos efeitos de todas as fases de assentamento, associadas quer aos processos mecânicos, quer de decomposição, e que os assentamentos globais do aterro correspondem ao somatório dos complexos assentamentos sofridos por cada camada de resíduos. O conjunto destas condicionantes e dificuldades levam a concluir que a melhor forma de avaliar o comportamento de deformação de aterros de resíduos é através de programas de instrumentação e de observação.

Tendo em conta o exposto, estabeleceu-se um plano de monitorização que abrangeu as 3 estações e que teve em consideração o facto de em duas delas (Estações B e C) a deposição já ter finalizado aquando do início dos trabalhos, enquanto que em grande parte da terceira (Estação A) esta ainda não se tinha iniciado. Em termos gerais pretendeu-se avaliar os seguintes aspectos durante e após a fase de deposição:

- deslocamentos do corpo do aterro;
- deslocamentos totais do aterro (superficiais);
- estado de tensão no corpo do aterro;
- temperatura no corpo do aterro;
- níveis dos lixiviados no corpo do aterro;
- história construtiva do aterro.

O registo do estado de tensão foi efectuado através da instalação de células de tensões totais e intersticiais colocadas junto ao topo de algumas das camadas (inferiores e intermédias) e após deposição destas, pelo que só foram instaladas na Estação A. Em cada ponto de instrumentação colocaram-se células de tensões totais com diferentes posições (verticais, horizontais e a 45°) com o objectivo de avaliar o estado de tensão bidimensional. Na Estação A foram ainda colocadas placas magnéticas junto ao topo de algumas camadas (junto a cada conjunto de células de pressão), de forma a acompanhar os deslocamentos individuais de cada uma e a comparar com os obtidos para a altura total de resíduos depositados, através de controlo topográfico superficial. A colocação dos equipamentos de instrumentação da Estação A foi executada em simultâneo com a deposição de resíduos, por forma a permitir acompanhar a evolução dos deslocamentos e

do estado de tensão durante a subida do aterro e com o avançar dos processos de decomposição dos resíduos.

Nas zonas em que a deposição já tinha finalizado (estações B e C) tornava-se difícil instalar células de tensões, pelo que se procedeu apenas ao controlo dos deslocamentos, internos e superficiais, e ao registo dos níveis de lixiviado e das temperaturas.

#### **4.3.5.1 Selecção dos instrumentos de monitorização e metodologia de instalação**

Dada o reduzido número de relatos de trabalhos de instrumentação realizados em aterros sanitários com objectivos similares ao do presente trabalho e a ausência, nos relatos publicados, de pormenores relativos aos equipamentos utilizados, métodos de instalação e principais dificuldades ou limitações verificadas, o plano desenvolvido teve por base os princípios de instrumentação de obras geotécnicas de terraplenagens, nomeadamente os de barragens de terra. Naturalmente que, comparativamente com estes, houve necessidade de se efectuar uma série de adaptações, em particular quanto à selecção de equipamentos e aos métodos de instalação. Acresce que a selecção dos equipamentos foi limitada aos tipos disponíveis no mercado, o qual não está vocacionado para a instrumentação de aterros sanitários, nomeadamente para os elevados níveis de deformação expectáveis, e para a heterogeneidade e agressividade físico-química do meio.

Para cada um dos aspectos de comportamento que se pretendia analisar foram equacionadas uma série de questões que conduziram à selecção dos seguintes tipos de equipamentos e métodos de instalação.

##### Controlo das tensões e temperaturas

O carácter heterogéneo dos resíduos e a presença de elementos com diferentes dimensões e rigidez, colocava algumas questões associadas à necessidade de garantir uma distribuição uniforme das tensões em toda a área das células de tensões totais. Por outro lado, a grande deformabilidade destes materiais induziria desvios significativos na posição inicial de colocação das células, os quais deviam de ser acompanhados. Para fazer face a estas preocupações começou por se procurar as células de tensões totais de maior dimensão disponíveis no mercado, tendo-se optado por células quadrangulares de 0,4x0,4 m<sup>2</sup> de área. Tratam-se de células de corda vibrante, fabricadas pela Slope Indicator, com um campo de leitura de 0 a 700 kN/m<sup>2</sup>.

A questão dos desvios da posição das células relativamente à sua posição de instalação punha-se essencialmente ao nível dos assentamentos que estas viriam a sofrer e da sua eventual rotação, em particular no caso das células instaladas a 90° e 45°. O sistema de controlo de assentamentos internos previsto, através de placas magnéticas dispostas ao mesmo nível das células, permitiria acompanhar a variação da cota das células. Para controlo das eventuais rotações que as células pudessem vir a sofrer, optou-se por acoplar a cada célula a instalar a 45° ou 90° um clinómetro uniaxial eléctrico (EL-Tiltmeter) com um campo de leitura de +/- 10° (máxima gama disponível). Estes clinómetros foram utilizados apenas nas células colocadas a 45° e 90°. Para além dos clinómetros, acoplou-se ainda a todas as células de tensões totais sensores de temperatura de corda vibrante com um campo de leitura de -45°C a 100°C. De

modo semelhante, as células de tensões intersticiais também possuem sensores de temperatura inseridos no seu interior (não visíveis exteriormente).

Por fim, para o controlo das pressões intersticiais e tendo presente que, ao contrário dos solos, as pressões devidas à fracção gasosa poderiam ser significativas, optou-se por colocar, lado a lado, um piezómetro de tubo aberto e um piezómetro de corda vibrante. O objectivo era o de que as deformações induzidas no diafragma do piezómetro de corda vibrante se deveriam quer à pressão dos lixiviados quer do biogás, podendo assim estes piezómetros registar as pressões intersticiais totais instaladas, enquanto que no piezómetro de tubo aberto apenas se leriam as pressões associadas aos lixiviados, já que o biogás tenderia a subir e a escapar pelo seu topo. Desta forma seria possível diferenciar as duas componentes das pressões intersticiais.

Os sinais de saída dos equipamentos de corda vibrante (células de tensão e sensores de temperatura) são dados em frequência (Hz) e os dos equipamentos eléctricos (clinómetros) em tensão (Volts). Todos os equipamentos foram fornecidos com comprimentos de cabo suficiente, de modo a evitar uniões, e calibrados para estes comprimentos de cabo e para as gamas de leituras expectáveis. Não havendo experiência ou outras informações sobre a influência da agressividade do meio no desempenho dos vários sensores, seguiu-se, na selecção dos equipamentos e escolha de cabos, as recomendações dos fabricantes quanto àqueles que apresentariam, à partida, melhores condições de robustez e estanqueidade (após consulta exaustiva a vários fabricantes e fornecimento de dados sobre a composição média dos lixiviados e temperaturas previsíveis).

Na Figura 4.11 apresentam-se algumas fotografias do tipo de células de tensões, sensores de temperatura e clinómetros utilizados.

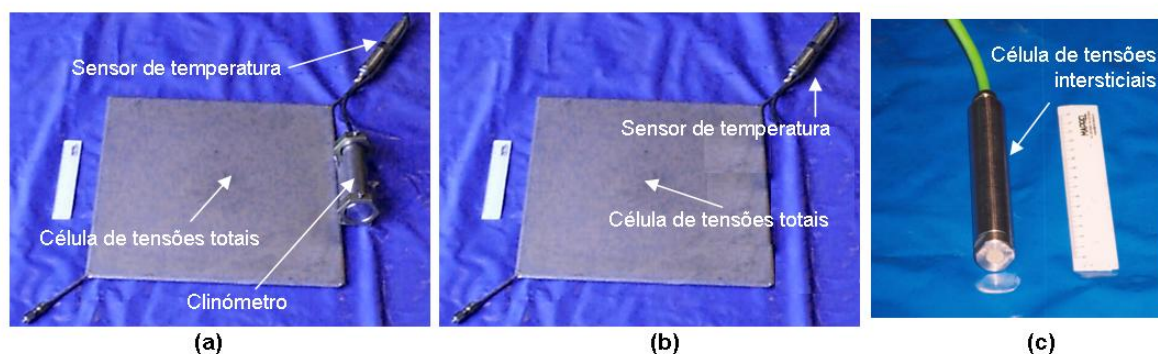


Figura 4.11 – Células de tensão, sensores de temperatura e clinómetros instalados: (a) tensões totais a 45° e 90°; (b) tensões totais a 0°; (c) tensões intersticiais.

Como seria de prever a instalação destes equipamentos em resíduos é uma tarefa difícil, o que implicou uma série de ajustes e alterações aos procedimentos de instalação com o avançar dos trabalhos. A principal dificuldade prendia-se com a preparação da superfície de instalação das células, a qual devia ser o mais uniforme possível e permitir a correcta instalação das células de tensões totais com diferentes orientações.

Numa primeira fase, e à semelhança do recomendado para solos (Dunnicliff, 1993), considerou-se adequado a abertura de uma vala com o fundo nivelado e compactado, na base da qual seriam abertas manualmente cavidades, espaçadas de cerca de 1 m, com as suas bases orientadas de acordo com a

posição das células a instalar em cada ponto de instrumentação ( $0^\circ$ ,  $45^\circ$  e  $90^\circ$ ). A modelação destas cavidades foi efectuada com o apoio de moldes metálicos robustos, que foram cravados nos resíduos e seguidos da remoção manual dos resíduos circundantes e dos moldes, de forma a se obter planos uniformes com as diferentes geometrias previstas. Tal método não se mostrou viável devido às dificuldades encontradas na cravação dos moldes e ao facto de a escavação do material remanescente acarretar sempre o arrastamento de elementos de maior dimensão, essencialmente do tipo tiras, que destruíam a geometria prevista.

Após algumas experiências e análise das dificuldades verificadas com a primeira metodologia, optou-se pela colocação, no fundo da vala, de uma camada de solos areno-siltosos (saibros), compactados, com cerca de 1 m de altura, na qual se procedeu à abertura manual das cavidades necessárias à instalação de cada célula. Cada cavidade e instalação da respectiva célula foi executada de acordo com os procedimentos usuais de instalação de células em obras de terras e, posteriormente, recobertas com cerca de 0,2 a 0,3 m de solos. Próximo de um dos extremos de cada vala instalaram-se os dois tipos de piezómetros, dispostos lado a lado e afastados de cerca de 0,5 m. Após saturação da placa porosa, cada piezómetro de corda vibrante foi instalado numa cavidade cilíndrica, aberta na camada de solos compactados, e parcialmente preenchida com uma areia média. O restante volume da cavidade foi preenchido com areia e, no fim, recoberto com 0,2 a 0,3 m de solos. A instalação do piezómetro de tubo aberto foi efectuada numa cavidade idêntica, sendo a sua descrição apresentada seguidamente com maior detalhe.

No fim da instalação de cada conjunto de células, o volume remanescente da vala foi preenchido com resíduos e, quando necessário, colocada mais uma camada de resíduos no topo desta, de modo a que a altura de aterro acima das células fosse da ordem dos 1 a 2 m antes de se iniciar a circulação normal dos equipamentos de espalhamento e compactação de resíduos. A partir de cada vala de instrumentação foi aberta uma outra vala para acondicionamento dos cabos e seu encaminhamento até ao local onde se encontram os sistemas de aquisição automática de dados (“casa de monitorização”). Para minimizar a hipótese de danificação dos cabos eléctricos, estes foram enfiados, na sua extensão total, em tubos plásticos corrugados e a sua colocação junto às células e dentro das valas foi sempre efectuada de modo a ficarem com folga suficiente para que não fossem traccionados em consequência dos movimentos de deformação do aterro. Na Figura 4.12 apresentam-se algumas fotografias ilustrativas da instalação de cada conjunto mencionado.





Figura 4.12 – Aspectos da instalação de um conjunto de células (Estação A).

A metodologia utilizada permitiu obter uma superfície homogénea, minimizar a hipótese de existência de tensões não uniformes e acompanhar os desvios na posição de colocação das células relativamente à posição teórica (células a 90° e a 45°). Estes aspectos, em particular a manutenção da orientação das células aproximada à de instalação e a manutenção da “cama” de solos, foram verificados visualmente quando, vários meses após a sua instalação, se acedeu novamente a um conjunto de células que entretanto tinham avariado de modo irreversível (Figura 4.13).

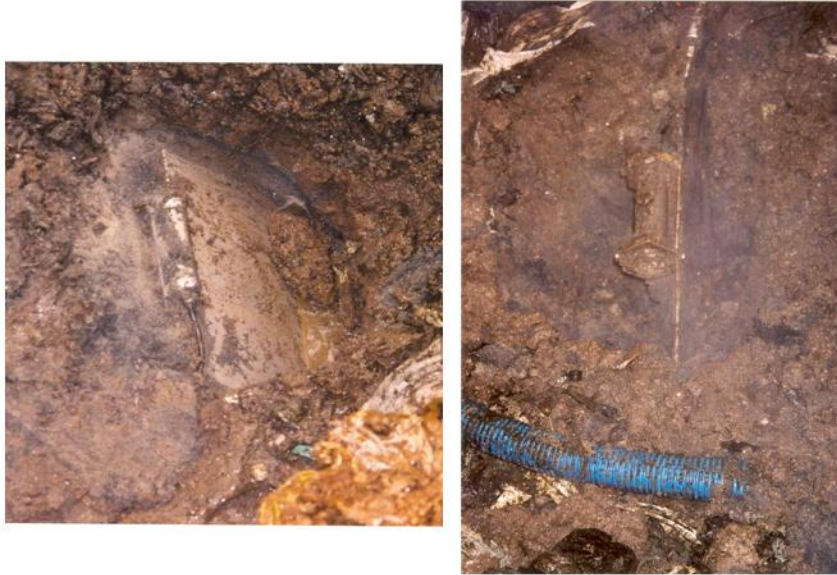


Figura 4.13 – Aspectos de células instaladas a 45° e 90° vários meses após a sua instalação.

#### Piezómetros de tubo aberto

A instalação dos piezómetros de tubo aberto foi efectuada no interior de furos de sondagens (estações B, C e o primeiro piezómetro da subestação A4, designado por A4Pinf) ou directamente no aterro, em simultâneo com a sua subida e junto a cada conjunto de células de tensões (Estação A).

O esquema inicialmente utilizado foi idêntico ao usual em aterros de solos, ou seja, instalação de um tubo vertical em PVC ( $\phi = 40$  mm) com um trecho inferior ranhurado ( $L = 0,5$  m), envolto em geotêxtil e inserido numa câmara de areia posicionada à profundidade a que se pretendia proceder às medições (designados por piezómetros de tubo aberto,  $P_{TA}$ , Figura 4.14a). No topo da câmara de areia foram colocados cerca de 0,2 m de solos areno-siltosos e, no topo destes, uma camada de bentonite para selagem (nos piezómetros instalados em furos de sondagem). As leituras destes piezómetros foram realizadas com um medidor de nível de água constituído por um torpedo associado a um cabo eléctrico de dois condutores, flexível e graduado (50 m de comprimento). Este torpedo inclui uma abertura, onde se situa a extremidade dos dois condutores, que ao entrar em contacto com o lixiviado funciona como um interruptor, fechando o circuito, o que provoca a emissão de um sinal sonoro. A leitura do nível de lixiviado é feita através da introdução do torpedo no piezómetro, a partir do seu topo, e do registo da profundidade para a qual é accionado o sinal sonoro.

Após instalação dos primeiros piezómetros deste tipo verificou-se, em alguns nos quais a presença de biogás era mais significativa, a impossibilidade de determinar a respectiva posição do nível de lixiviados.



Esta impossibilidade resultou do facto de a subida do biogás através do piezómetro arrastar grandes quantidades de espuma (Figura 4.15), por vezes até ao topo do piezómetro, o que provocava o fecho do circuito do medidor do nível de água mal este entrava em contacto com a espuma. Para eliminar a presença da espuma experimentaram-se vários sistemas, entre os quais a injeção de ar sob pressão imediatamente antes de se proceder à leitura do piezómetro, não tendo contudo os resultados sido satisfatórios.

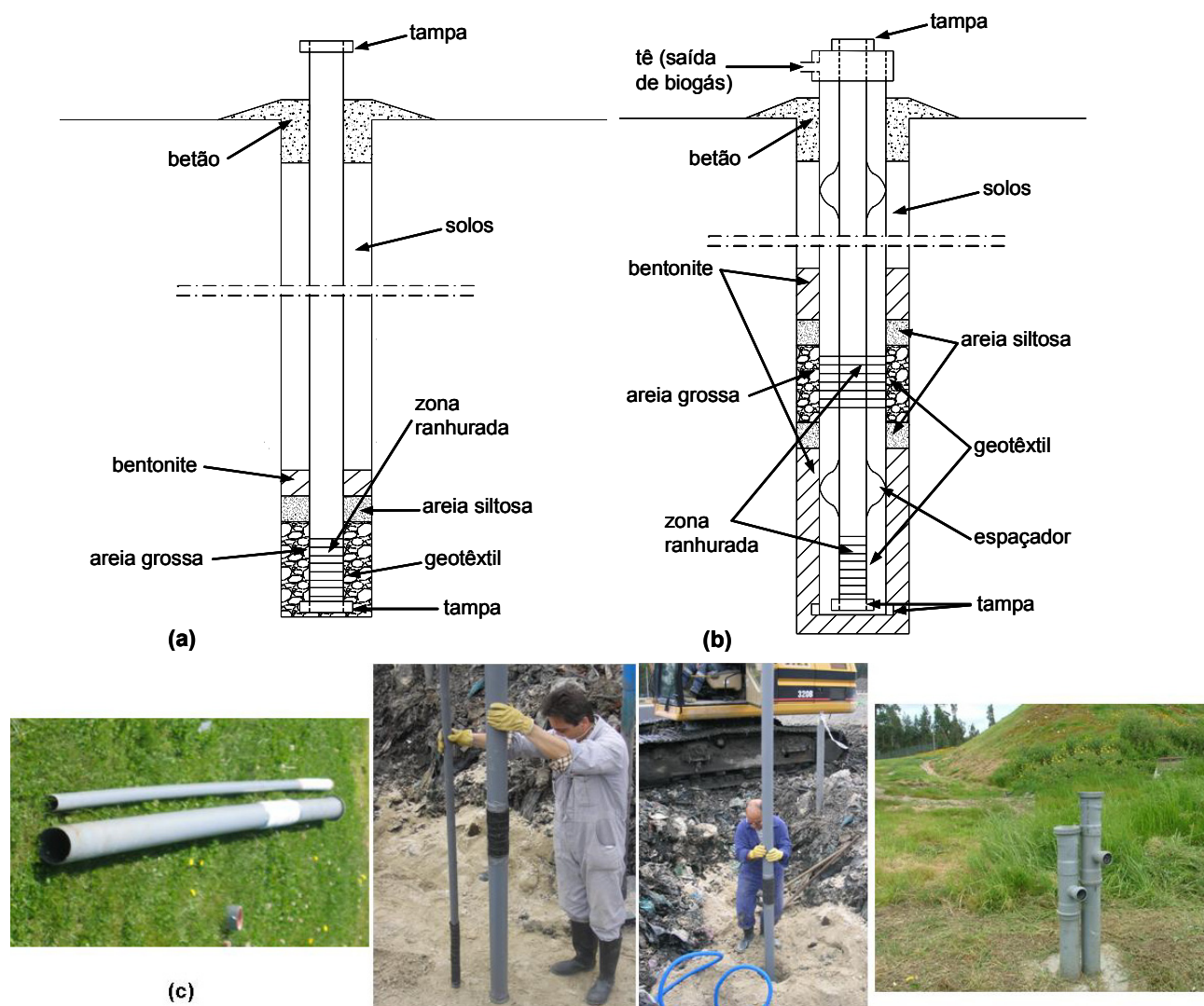


Figura 4.14 – Piezómetro de tubo aberto: (a) corrente ( $P_{TA}$ ); (b) vectorial ( $P_{TAV}$ ); (c) fotografias da instalação e do aspecto final de piezómetros  $P_{TAV}$ .



Figura 4.15 – Aspecto da espuma produzida pelos lixiviados e biogás.

Perante as dificuldades encontradas decidiu-se alterar o esquema do piezómetro utilizado, de modo a permitir a separação das fracções gasosa e líquida. Os novos piezómetros desenvolvidos, designados por vectoriais ( $P_{TAV}$ ), consistem na introdução de um primeiro piezómetro, idêntico aos  $P_{TA}$ , dentro de um segundo tubo de PVC, de maior diâmetro ( $\phi = 90$  mm), o qual tem um trecho ranhurado situado a uma cota superior à do primeiro (Figura 4.14b). A admissão do lixiviado e do biogás faz-se pelo trecho ranhurado situado a maior cota, o que permite a subida do biogás pelo espaço remanescente entre os dois tubos e posterior saída pelo topo do piezómetro, enquanto o lixiviado entra no tubo interior, através do trecho ranhurado situado a menor cota. A leitura do nível de lixiviado é feita no interior do tubo de menor diâmetro. Na Figura 4.14c) apresentam-se algumas fotografias ilustrativas da montagem de piezómetros vectoriais e do seu aspecto final.

A instalação dos piezómetros directamente no aterro (Estação A), ou seja, não associada a furos de sondagem, seguiu os mesmos princípios, com a diferença de que a sua instalação foi efectuada no interior de uma cavidade cilíndrica aberta num dos extremos de cada uma das valas para instalação das células de tensões.

#### Calhas inclinométricas com placas ou aranhas magnéticas

Os inclinómetros foram instalados em todas as estações com o objectivo de permitir acompanhar os deslocamentos horizontais e verticais do corpo do aterro. Nas zonas em que já havia resíduos depositados procedeu-se à instalação das calhas inclinométricas e das aranhas magnéticas no interior de furos de sondagens. Nas zonas onde a deposição ainda não se tinha iniciado procedeu-se, numa primeira fase, à selagem da base do inclinómetro e, posteriormente, em simultâneo com a subida do aterro, ao acréscimo das calhas inclinométricas e à instalação das placas magnéticas associadas.

Algumas das principais questões associadas à instalação destes equipamentos prendiam-se com: a flexibilidade das calhas, de modo a estas não partirem em consequência dos elevados deslocamentos totais e diferenciais previsíveis; a fixação da base dos inclinómetros, a qual não devia sofrer deslocamentos após instalação; a elevada grandeza dos assentamentos previstos, o que implicava o uso de ligações telescópicas especiais ou de outro sistema compatível com os assentamentos expectáveis; a ligação das aranhas e placas às calhas e ao aterro de resíduos de modo a que os deslocamentos registados representassem os reais do aterro; e com o material de enchimento do espaço remanescente entre as calhas e as paredes do furo, o qual não deveria ter uma rigidez muito superior à dos resíduos, de modo a permitir que os deslocamentos registados pelos equipamentos fossem os do aterro.

Após análise dos vários tipos de calhas inclinométricas disponíveis no mercado, optou-se por utilizar calhas em plástico ABS (tipo EPIC com  $\phi_{ext} = 69,85$  mm), por serem, comparativamente com as calhas em PVC, alumínio ou em fibra de vidro, mais flexíveis, mesmo quando sujeitas a elevadas temperaturas, e quimicamente mais resistentes quando em contacto com qualquer tipo de solo, fluído ou cimento. Apesar dos critérios utilizados na selecção das calhas, verificou-se que a sua flexibilidade foi por vezes insuficiente, ocorrendo em alguns casos a sua rotura (em particular nos inclinómetros colocados em simultâneo com a deposição dos resíduos). Nestes casos verificou-se que a rotura tendia em geral a ocorrer para

profundidades correspondentes à transição entre camadas. Mesmo nos casos em que não ocorreu rotura, os desvios sofridos pelas calhas, relativamente à sua posição inicial, eram significativos e irregulares ao longo do seu comprimento. Estes factos associados, em alguns casos, a alterações da geometria cilíndrica das calhas devido às elevadas temperaturas do meio envolvente (tendiam a ovalar), levou ao abandono da leitura dos deslocamentos horizontais internos, já que se corria o sério risco de ficar com o torpedo de leituras bloqueado. Face a estas dificuldades os inclinómetros passaram a ser utilizados apenas com o objectivo de controlar os movimentos verticais, a partir do registo da posição das placas e aranhas magnéticas. Nos casos em que se perdeu o acesso à referência magnética fixa, a posição das placas e aranhas magnéticas passou a ser determinada em relação ao topo do inclinómetro, o que implicou o seu levantamento topográfico sistemático.

Os aspectos relacionados com a fixação da base das calhas e da referência magnética fixa (em relação à qual são efectuadas as leituras) levantavam sérias dificuldades já que as práticas usuais pressupõem a selagem da base do inclinómetro no maciço de fundação do aterro (quando competente) e as leituras realizadas em relação à referência magnética fixa da base. Em alternativa, as leituras podem ser realizadas em relação ao topo do inclinómetro, o que implica a realização do seu levantamento topográfico sempre que se fazem leituras. Esta última solução foi posta de parte logo no início dos trabalhos, em virtude da frequência de leituras prevista e das limitações práticas associadas às inúmeras mobilizações necessárias da equipa de topografia (constituíram excepção as situações referidas anteriormente, relativas a inclinómetros já instalados em que, com o tempo, se perdeu o acesso à referência fixa da base). Optou-se assim por proceder à selagem da base dos inclinómetros no maciço de fundação do aterro (maciço rochoso competente), o que implicou romper os sistemas da base do aterro para encastramento da calha, seguido da sua reparação ou da selagem da zona.

Nas zonas em que ainda não havia resíduos depositados a metodologia utilizada foi a seguinte: corte dos vários geossintéticos do sistema de impermeabilização da base (geotêxteis, geomembrana e geocompósito drenante, Figura 4.16a); abertura de uma cavidade com cerca de 0,5 m de profundidade; enchimento da cavidade e selagem de um tubo de PEAD ( $\phi=200$  mm) com argamassa de cimento e bentonite; instalação e selagem da calha inclinométrica dentro do tubo de PEAD; e, por fim, reposição e reparação dos geossintéticos o que implicou a realização de novas soldaduras das geomembranas e destas ao tubo de PEAD, (Figura 4.16b).

Nos casos em que os inclinómetros foram instalados em furos de sondagem, a furação atravessou o sistema da base e entrou 1 m no maciço (com um diâmetro de furação menor,  $\phi=100$  mm). Após posicionamento das calhas inclinométricas, procedeu-se à selagem da sua base no maciço através da injeção deste trecho com calda de cimento e bentonite. A injeção foi efectuada sob pressão (ligeiramente inferior à pressão transmitida pelo peso dos resíduos sobrejacentes, considerando  $\gamma_{RSU} \approx 10$  kN/m<sup>3</sup>). De seguida, isolou-se o trecho imediatamente acima, abrangendo os sistemas da base, e procedeu-se à sua selagem, por gravidade, com uma calda mais grossa de cimento e bentonite (Figura 4.16c).

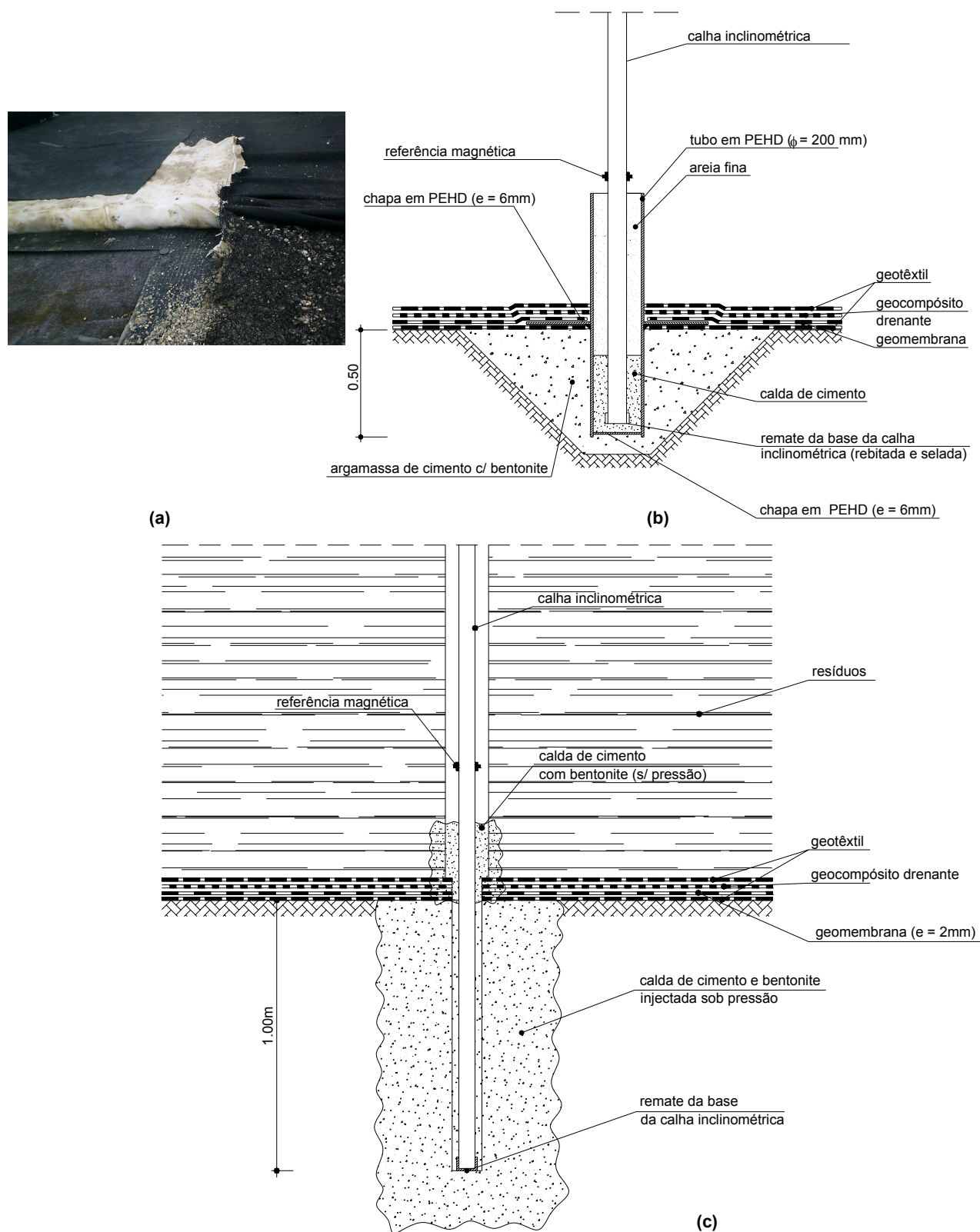


Figura 4.16 – Pormenores da base dos inclinómetros: (a) sistema de impermeabilização dos taludes do aterro; (b) selagem em zonas sem resíduos; (c) selagem em furos de sondagem.

Quanto ao tipo de ligações entre calhas admitiu-se, numa primeira fase, o uso de uniões de 30,5 cm de comprimento (encaixadas apenas o comprimento mínimo (6 cm), para permitir acomodar movimentos verticais), associadas a calhas com 1,5 m de comprimento de modo a aumentar o número de uniões por inclinómetro e, desta forma, aumentar a capacidade de acomodação dos movimentos verticais da sequência. Este sistema foi usado apenas no trecho inferior do inclinómetro A4-I<sub>1</sub> (instalado em furo de sondagem, com um comprimento de 7,5 m), tendo sido abandonado aquando da tentativa de instalação do segundo inclinómetro em furo de sondagem (B1-I<sub>1</sub>, com 14 m de comprimento). As principais limitações verificadas prendiam-se com a dificuldade em manter toda a sequência (calhas, uniões e aranhas) devidamente encaixada durante a instalação, o que no caso de inclinómetros de maior comprimento se tornava impossível conduzindo ao desmantelamento da sequência, como verificado durante a instalação do inclinómetro B1-I<sub>1</sub>. A manutenção da integridade de toda a sequência só era possível através do uso de rebites nas uniões, os quais, por um lado, tinham de ser suficientemente robustos para suportar o peso de toda a sequência, mas, por outro lado, tinham de ser suficientemente frágeis para romperem facilmente e deste modo permitir que as calhas acompanhassem os assentamentos sofridos pelos resíduos. Para além deste aspecto, o atrito mobilizado entre as uniões e respectivas zonas de encaixe das calhas pareciam muito elevados, receando-se que os assentamentos sofridos pelo inclinómetro não acompanhassem os reais do aterro.

Para fazer face a estas dificuldades optou-se por usar calhas de maior comprimento ( $L = 3$  m), com ligações fixas (uniões fechadas e devidamente rebitadas) e posicionar as aranhas imediatamente abaixo destas de modo a permitir que estas deslizassem livremente ao longo da calha. As aranhas são constituídas por um anel magnético com um diâmetro interior ligeiramente superior ao exterior das calhas ( $\phi_{\text{int}} = 71,12$  mm), o que permite que estas deslizem livremente ao longo da calha. Cada aranha tem associada 3 pares de hastes metálicas, cada uma com 21 cm de comprimento e com uma mola de 2,7 kgf, para permitir a sua ligação ao maciço de resíduos. As aranhas foram instaladas no interior de furos de sondagem com 200 mm ou 150 mm de diâmetro, o que permitia garantir uma boa ligação das hastes da aranha aos resíduos.

O esquema usado para a instalação de inclinómetros em simultâneo com a subida do aterro foi idêntico, dispensando-se neste caso a rebitagem das uniões e substituindo as aranhas por placas magnéticas (constituídas por um anel com características iguais aos das aranhas, associado a uma placa em PVC com  $0,3 \times 0,3$  m<sup>2</sup>). Sob cada placa instalada era colocada uma reduzida camada de solos areno-siltosos, de modo a obter-se uma superfície regular e horizontal, e um bom contacto de toda a área da placa. Por cima da placa era colocada outra camada de solos, idêntica à inferior, para protecção da placa. Na Figura 4.17 apresentam-se algumas fotografias ilustrativas das calhas inclinométricas, aranhas e placas magnéticas utilizadas, e dos respectivos procedimentos de instalação.



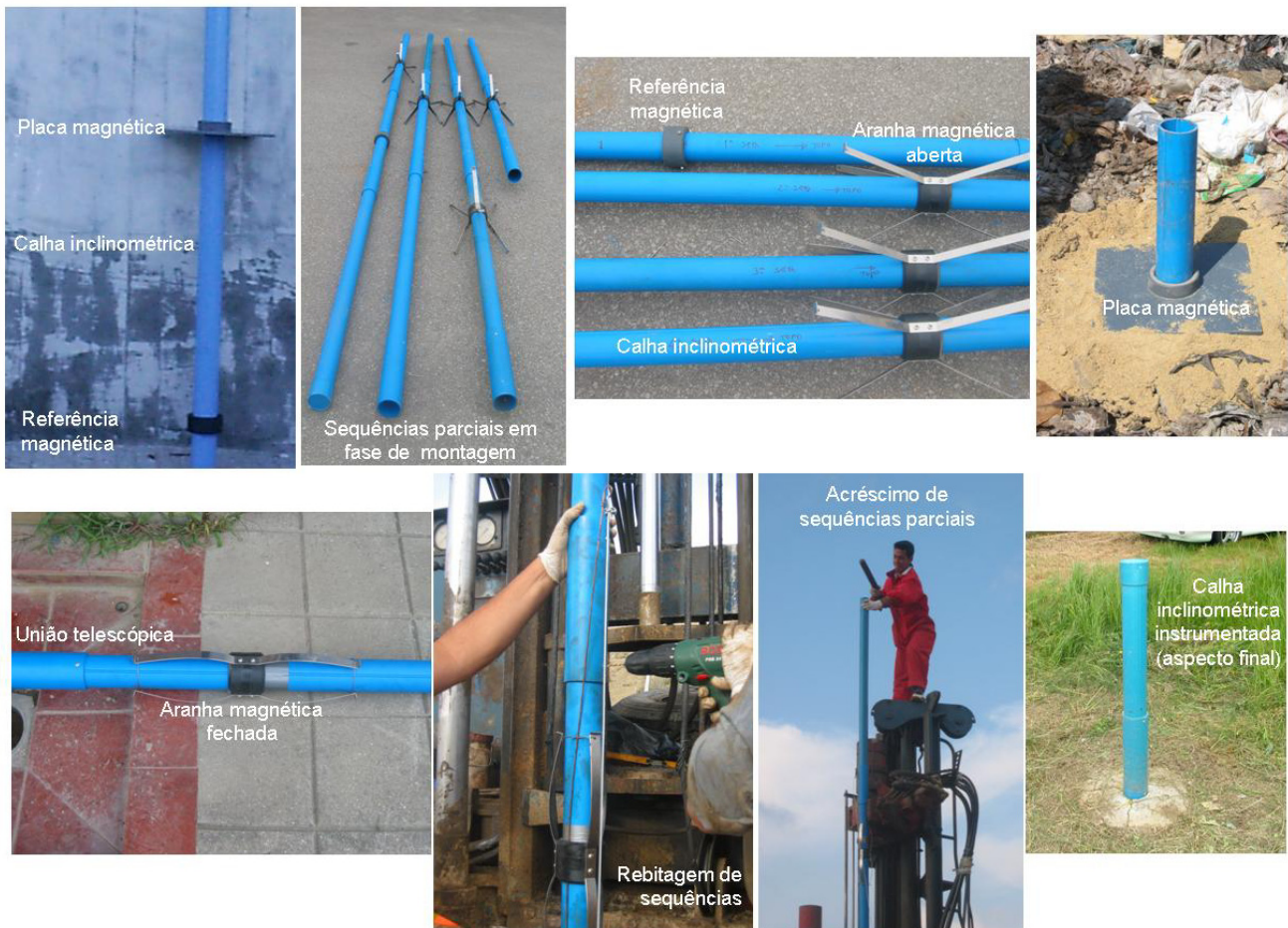


Figura 4.17 – Aspectos das calhas inclinométricas, aranhas e placas magnéticas utilizadas e de procedimentos de montagem.

As práticas usuais de instalação de inclinómetros em furos de sondagem prevêm a selagem do espaço sobrance entre as calhas e as paredes do furo com calda de cimento ou de cimento misturado com diferentes aditivos. No caso do uso de aranhas magnéticas acopladas às calhas, esta calda deve ter uma rigidez o mais idêntica possível à do material envolvente, para que os movimentos das aranhas sejam representativos do meio envolvente. Tendo em consideração a elevada deformabilidade dos resíduos, considerou-se desadequado o uso de qualquer tipo de calda de cimento para preencher o espaço sobrance entre a calha inclinométrica e as paredes do furo. Como alternativa experimentaram-se alguns materiais (resíduos, esferas de esferovite de pequeno diâmetro, solos,...), tendo-se optado por uma mistura de resíduos (após remoção dos elementos de maior dimensão) com esferovite. Este material era introduzido no interior do furo, em pequenas quantidades, e ligeiramente compactado com a ajuda de um cilindro de pequeno diâmetro em aço, suspenso por uma corda, a partir da boca da sondagem. A execução deste trabalho implica uma certa perícia do manobrador e um adequado controlo da posição das aranhas, por forma a evitar que as tiras de resíduos se enrolem nas hastes das aranhas e que o uso do pilão não danifique ou abra precocemente as aranhas. A abertura das aranhas magnéticas foi efectuada de forma sequencial, consoante o preenchimento do furo atingia a posição de cada aranha.



### Marcos superficiais

Para o controlo dos deslocamentos superficiais utilizaram-se marcos (M) constituídos por uma placa de ferro quadrangular, com 10 mm de espessura e  $0,3 \times 0,3 \text{ m}^2$  de área, soldada a cinco Pernos ( $\phi = 20 \text{ mm}$  e  $L = 0,2 \text{ m}$ ), dispostos um no centro da placa e os restantes junto aos seus vértices. O apoio da mira topográfica é feito no centro da placa, através um vértice (pequena reentrância cônica) talhado na placa de ferro. Cada placa foi chumbada num maciço de betão com 0,4 m de profundidade e  $0,5 \times 0,5 \text{ m}^2$  de área (Figura 4.18).

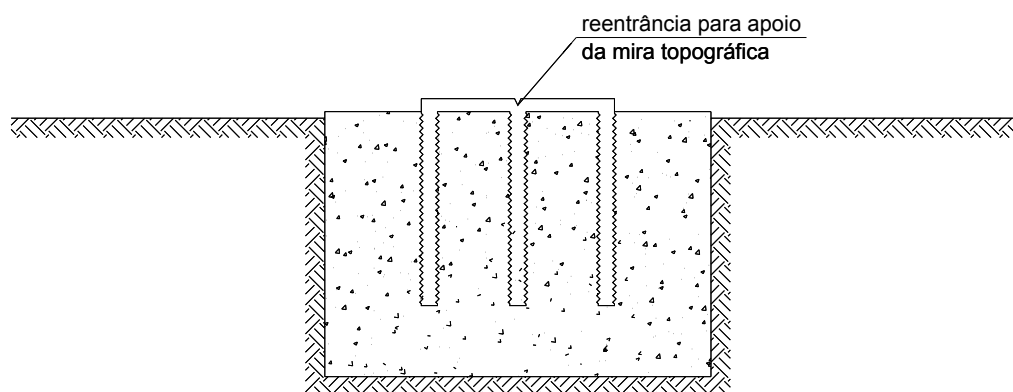


Figura 4.18 – Marco para controlo dos movimentos superficiais.

Para além destes marcos, e em consequência da perda do acesso a algumas referências magnéticas dos inclinómetros bem como da necessidade de aferir a posição do topo dos piezómetros, procedeu-se também ao levantamento topográfico regular dos topos dos piezómetros e inclinómetros. Estes levantamentos foram realizados através de pequenos marcos, para apoio da mira topográfica, efectuados no betão de selagem do topo dos piezómetros e inclinómetros.

### Sistemas de leitura

A leitura das placas e aranhas magnéticas e dos piezómetros de tubo aberto ( $P_{TA}$  e  $P_{TAV}$ ) foi efectuada manualmente, enquanto a leitura das células de tensões, clinómetros e sensores de temperatura foi efectuada através de um sistema de aquisição automático situado no exterior do aterro (“casa de monitorização”). Os levantamentos topográficos, sistemáticos e efectuados aquando da instalação dos equipamentos, foram realizados pela equipa de topografia do Gabinete de Apoio Técnico (GAT) do AVE, ao abrigo dos protocolos estabelecidos para o efeito entre a FEUP e a AMAVE e, posteriormente, entre a FEUP e a Câmara Municipal a Trofa.

Para leitura da posição das aranhas e placas magnéticas utilizou-se um torpedo magnético, associado a um cabo eléctrico graduado e ligado a uma bobina que contém uma bateria e dois indicadores (sonoro e luminoso) que são activados quando o torpedo detecta o anel magnético. A posição dos anéis magnéticos instalados ao longo das calhas inclinométricas é determinada através da introdução e descida do torpedo no interior das calhas, até este detectar o campo magnético do anel, e do registo da respectiva profundidade através do cabo graduado. Estas medições resultam numa distância relativa entre a posição dos anéis magnéticos e a referência magnética fixa posicionada na parte inferior das calhas (quando acessível) ou entre os anéis e o topo do inclinómetro, que posteriormente é transformada numa distância absoluta. No

caso das leituras efectuadas em relação ao topo do inclinómetro, como este também sofre deslocamentos, é necessário, conforme já referido, proceder em simultâneo ao seu levantamento topográfico de modo a se poder transformar os valores registados em distâncias absolutas.

A leitura dos piezómetros de tubo aberto foi efectuada em simultâneo de duas formas. Através da utilização de um medidor de nível de água, constituído por um torpedo de aspecto idêntico ao de leitura dos anéis magnéticos e já descrito anteriormente. O segundo sistema utilizado consistiu na introdução de um piezómetro de corda vibrante (Figura 4.11c) até à base do piezómetro e leitura da respectiva frequência e temperatura, após estabilização, através da ligação da célula de pressões intersticiais a um mini datalogger portátil para leitura de equipamentos de corda vibrante. A profundidade da base do piezómetro, ou seja, de posicionamento da célula piezométrica, foi determinada em cada leitura através do cabo graduado do medidor do nível de água. O cálculo das respectivas pressões, altura de lixiviado dentro do piezómetro e temperaturas, era posteriormente processado através de uma folha de cálculo desenvolvida para o efeito. A leitura, em simultâneo, com os dois procedimentos descritos permitiu aferir eventuais erros de leitura e ainda registar a temperatura do meio à profundidade respectiva.

Por fim, para leitura das células de tensões totais e intersticiais instaladas, da rotação sofrida pelas células de tensões totais posicionadas a 90° e 45° (clinómetros) e das temperaturas, utilizou-se um datalogger CR10X, constituído por 3 multiplexers AM416 da Campbell Scientific e por um interface RS232 para comunicação com um computador. Este datalogger permite a leitura automática de vários tipos de equipamentos e o armazenamento dos dados registados. Para tal é necessário proceder à sua programação, através de um software específico (PC208W), de modo a definir-se a frequência das leituras, o número e tipo de equipamentos a ler, a introduzir os respectivos factores de calibração e a proceder ao cálculo dos parâmetros de saída (tensões, temperaturas e ângulos de desvio) a partir dos valores registados pelos equipamentos (frequências e volts).

Na Figura 4.19 apresentam-se fotografias dos vários equipamentos de leitura referidos e da “casa de monitorização” onde está situado o sistema de aquisição automático de dados (CR10X).



Figura 4.19 – Sistemas de leitura manuais e automático.

#### 4.3.5.2 Esquema de instrumentação implementado

Nos pontos seguintes faz-se um pequeno historial da sequência de trabalhos de instrumentação realizada em cada estação, indicando-se os vários tipos de equipamentos instalados, respectivas datas, posições iniciais, bem como algumas das principais dificuldades verificadas. Relativamente à posição inicial de instalação, os dados serão sempre indicados em termos de altura de colocação relativamente à base do aterro e não em profundidade, já que as cotas do topo do aterro sofrem constantes variações, quer associadas às fases de deposição, quer aos processos de assentamento. Estas alturas foram definidas a partir da diferença de cotas entre o levantamento topográfico da base do aterro (fornecido pela AMAVE e relativo ao topo do sistema de impermeabilização da base) e o levantamento topográfico do ponto de instalação de cada equipamento efectuado aquando da sua instalação. Por fim, apresenta-se a título de curiosidade, a quantidade total de equipamentos danificados durante ou após a sua instalação.

##### Estação C

O plano de monitorização adoptado para esta estação consistiu na colocação de piezómetros de tubo aberto a diferentes cotas, calhas inclinométricas com aranhas magnéticas acopladas dispostas a diferentes profundidades, e marcos superficiais para controlo superficial dos deslocamentos.

Na Estação C pretendia-se inicialmente colocar 2 sequências de piezómetros a diferentes profundidades, uma na subestação C1 e outra na subestação C2, e um inclinómetro com aranhas magnéticas acopladas na subestação C2.

Numa primeira fase (2002) procedeu-se à instalação de uma sequência de 3 piezómetros de tubo aberto ( $P_{TA}$ ) na subestação C1 (dentro do furo de sondagem C1-SP), tendo a base das câmaras de tomada de lixiviado (trechos ranhurados) ficado instaladas a 6,32 m, 9,30 m e 12,38 m de altura relativamente à base do aterro. A altura total de resíduos neste local, à data de instalação dos piezómetros, era de 17,48 m. Nesta altura não existiam condições de acesso à zona da subestação C2, pelo que os trabalhos nesta área só se iniciaram em Junho de 2003 com a instalação de uma sequência de 2 piezómetros vectoriais ( $P_{TAV}$ , dentro do furo de sondagem C2-SP), tendo a base das câmaras de tomada de lixiviado (trechos ranhurados) ficado instaladas a 0,45 m e 3,01 m de altura. A altura total de resíduos à data era de 9,77 m. Tentou-se, na mesma altura, proceder à instalação do inclinómetro da subestação C2 mas, em consequência da impossibilidade de realização da sondagem C2-SI<sub>1</sub> por avaria do equipamento de furação, este trabalho só foi retomado em Setembro de 2004, tendo-se procedido à instalação do inclinómetro (C2I<sub>2</sub>) com 3 aranhas magnéticas que ficaram posicionadas a 2,30 m, 5,34 m e 8,37 m de altura. A referência magnética (fixa) ficou posicionada a 0,77 m da base do aterro e a altura total de resíduos aquando da sua instalação era de 10,91 m.

Em Junho de 2003 procedeu-se ainda à instalação de dois marcos superficiais, M1 e M2, respectivamente nas subestações C2 e C1, sendo as respectivas alturas de resíduos depositados de 7,84 e 17,43 m. No Quadro 4.4 e Figura 4.20 apresenta-se um esquema da instrumentação da Estação C e um resumo das suas principais características à data da colocação.

### Estação B

O esquema de instrumentação utilizado na Estação B foi idêntico ao da Estação C, tendo-se inicialmente previsto a colocação de 2 sequências de piezómetros de tubo aberto a diferentes profundidades, uma na subestação B1 e outra na subestação B2, e um inclinómetro com aranhas magnéticas acopladas na subestação B1.

Numa primeira fase (Novembro de 2001) procedeu-se à instalação de uma sequência de 3 piezómetros de tubo aberto ( $P_{TA}$ ) na subestação B2 (dentro do furo de sondagem B2-SP), tendo a base das câmaras de tomada de lixiviado (trechos ranhurados) ficado instaladas a 2,05 m, 5,05 m e 8,05 m de altura. A altura total de resíduos neste local, à data de instalação dos piezómetros, era de 11,05 m. Devido às adversas condições climáticas os trabalhos foram suspensos, tendo sido retomados ainda nesse Inverno (Fevereiro de 2002) apenas para a instalação da segunda sequência de piezómetros (formada por 3 piezómetros  $P_{TA}$ ) na subestação B1 (piezómetros B1P<sub>1</sub>) e novamente suspensos devido ao rigor do inverno de 2002. Os piezómetros foram colocados no interior do furo de sondagem B1-SP<sub>1</sub>, tendo ficado posicionados a 5,45 m, 7,55 m e 10,00 m de altura relativamente à base do aterro. A altura total de resíduos à data de instalação era de 14,25 m. Em Outubro de 2002 reiniciaram-se os trabalhos para colocação do inclinómetro da subestação B1 (no interior do furo de sondagem B1-I<sub>1</sub>). Contudo, durante a sua instalação as calhas inclinométricas soltaram-se, não tendo sido possível prosseguir com a colocação, nem recuperar a maior parte do equipamento instalado.

Em virtude da perda do primeiro inclinómetro e das dificuldades de leitura dos níveis de lixiviados destes piezómetros, devido à presença de biogás, decidiu-se instalar uma nova sequência de piezómetros, vectoriais (B1P<sub>2</sub>), e um novo inclinómetro (B1I<sub>2</sub>), o que decorreu no final de 2004 (Setembro e Outubro). Os piezómetros foram instalados no interior do furo de sondagem B1-SP<sub>2</sub>, com alturas a partir da base do aterro de 1,83 m e 4,91 m. A altura total de resíduos neste local era de 14,09 m. O inclinómetro foi instalado no interior do furo de sondagem B1-SI<sub>2</sub>, tendo acoplado 5 aranhas magnéticas que ficaram dispostas a 2,57 m, 4,09 m, 7,09 m, 8,64 m e 11,68 m acima da base do aterro. A respectiva altura total de resíduos à data era de 14,19 m.

A instrumentação da Estação B incluiu ainda a instalação, em Junho de 2003, de dois marcos superficiais para controlo de deslocamentos, M8 e M7, respectivamente nas subestações B1 e B2. Para além destes instalaram-se ainda outros dois, M6 e M5, posicionados segundo o mesmo alinhamento (perfil transversal) mas dispostos a cotas inferiores (M6 na 3ª banquetta e M5 na 1ª banquetta). O objectivo foi o de permitir acompanhar os deslocamentos ocorridos ao longo de um perfil perpendicular aos taludes, que incluísse a Estação B mas de maior comprimento de modo a abranger as zonas inferiores do aterro em que os resíduos depositados são mais antigos. As alturas totais de resíduos depositados, à data de instalação dos marcos superficiais, eram de 14,22 m, 10,63 m, 10,90 m e 8,32 m, respectivamente para os marcos M8, M7, M6 e M5.

No Quadro 4.4 e Figura 4.20 apresenta-se um esquema da instrumentação da Estação B e um resumo das suas principais características à data da colocação.

### Estação A

O esquema de instrumentação adoptado para a Estação A foi diferente do das anteriores, já que, com excepção da subestação A4, onde a deposição já se tinha iniciado, a colocação dos equipamentos de monitorização foi efectuada em simultâneo com a deposição dos resíduos.

O plano de instrumentação nesta estação consistia na colocação de conjuntos de células de tensões totais e intersticiais, dispostos a diferentes profundidades e nas várias subestações. Cada conjunto incluía quatro células de tensões totais dispostas, uma na horizontal, uma na vertical e duas a 45° graus (com sentidos de inclinação opostos). Todas as células de tensões têm associado um sensor de temperatura e as de tensões totais dispostas a 90° e a 45° têm ainda acoplado um clinómetro (com uma gama de leitura de  $\pm 10^\circ$ ), para acompanhamento de eventuais rotações sofridas pelas células relativamente à posição inicial de colocação. Junto de cada conjunto de células de pressão foi instalado um piezómetro de tubo aberto (para aferição das leituras das pressões intersticiais e eventual diferenciação das pressões intersticiais devidas ao lixiviado e ao biogás). Em cada subestação instalou-se ainda um inclinómetro com placas magnéticas associadas (as quais iam sendo colocadas consoante a deposição avançava) e marcos superficiais provisórios, associados aos piezómetros e inclinómetros instalados (para controlo dos deslocamentos nos períodos entre deposição de camadas consecutivas), e definitivos (após finalização da deposição, Figura 4.18).

Os trabalhos nesta estação iniciaram-se em Maio de 2001 com a selagem da base dos inclinómetros A1I e A3I<sub>1</sub>, nas subestações A1 e A3 (ainda sem resíduos), e com a instalação do inclinómetro A4I<sub>1</sub> (com uma aranha magnética) e do piezómetro A4Pinf, ambos instalados no interior de furos de sondagem (A4-SI<sub>1</sub> e A4-SP<sub>1</sub>, respectivamente) já que na altura a deposição de resíduos nesta zona já tinha atingido o nível da 5ª banqueta. O piezómetro A4Pinf foi instalado a 4,25 m acima da base do aterro (base do trecho ranhurado) sendo a altura total de resíduos depositados, na época, de 7,55 m. A altura de resíduos no local de instalação do inclinómetro A4I<sub>1</sub> era, à data, de 7,35 m, tendo a aranha magnética ficado posicionada a 4,76 m e a referência magnética a 0,40 m, acima da base do aterro. Na subestação A2 não se procedeu à instalação de inclinómetro, uma vez que esta subestação se encontra entre as subestações A1 e A3, e relativamente próxima destas. Os assentamentos das camadas nesta zona foram, por este motivo, estimados com base nos resultados obtidos a partir dos inclinómetros das subestações adjacentes.

Na área da Estação A, a deposição de resíduos entre a 5ª e a 6ª banqueta decorreu na segunda metade do mês de Julho de 2001, pelo que no final deste mês procedeu-se à instalação dos dois primeiros conjuntos de células de tensões. Estes conjuntos de células correspondem aos primeiros instalados nas subestações A4 e A3 e designaram-se por Cel-A4med e Cel-A3inf, respectivamente. Cada um destes conjuntos era constituído por 4 células de tensões totais (dispostas a 0°, 45°, duas células, e 90°) e 1 célula de pressões intersticiais. Ao lado de cada célula de tensões intersticiais foi instalado um piezómetro de tubo aberto, com a câmara colocada sensivelmente à mesma profundidade das células (A3Pinf e A4Pmed, este último foi instalado apenas uns meses depois da instalação das células, uma vez que no local já existia o piezómetro A4Pinf), e placas magnéticas. Infelizmente os dados obtidos com estes dois conjuntos de células não puderam ser utilizados, já que durante os primeiros meses houve um problema técnico com o sistema de

aquisição automático e, pouco depois de este ter sido resolvido, ocorreu uma forte trovoada que provocou graves danos no sistema de aquisição e destruiu de forma irreparável todos os sensores eléctricos instalados (células de tensões totais e intersticiais, sensores de temperatura e clinómetros). Esta ocorrência obrigou à instalação de um pára-raios, a intensas reparações de todo o sistema de aquisição automática de dados e ao abandono parcial da subestação A4, mantendo-se apenas os dois piezómetros de tubo aberto ( $A_4P_{inf}$  e  $A_4P_{med}$  até final de 2004, altura em que também estes foram danificados), já que o inclinómetro ficou também fora de serviço devido a deformações excessivas associadas à subida do aterro (colocação da 7ª camada em Junho de 2002).

Posteriormente, após a deposição de resíduos ter atingido o topo da 7ª camada, procedeu-se à instalação de 3 novos conjuntos de células e piezómetros de tubo aberto, idênticos aos anteriormente descritos, e localizados, respectivamente, nas subestações A3, A2 e A1 (designados por Cel-A3sup, Cel-A2inf e Cel-A1inf). No topo da 7ª camada foram colocadas placas magnéticas associadas aos inclinómetros A1I e A3I<sub>1</sub>. Os marcos provisórios associados aos piezómetros e inclinómetros destas subestações permitiram o acompanhamento dos deslocamentos superficiais durante o intervalo de tempo correspondente ao fim da deposição da 7ª camada e início da deposição da 8ª camada. Em Junho de 2003, após a deposição de resíduos ter, nesta zona, atingido o topo da 8ª camada, procedeu-se à instalação dos dois últimos conjuntos de células e piezómetros de tubo aberto, idênticos aos anteriores, e localizados nas subestações A2 e A1 (designados por Cel-A2sup e Cel-A1-sup). De igual forma instalou-se uma placa magnética junto ao topo da camada, associada aos inclinómetro A1I, e marcos superficiais provisórios no topo da 8ª camada associados aos piezómetros e ao inclinómetro. A placa magnética instalada no topo da 8ª camada, associada aos inclinómetro A1I, teve um comportamento anómalo (defeito de fabrico ou danificada) já que, relativamente pouco tempo após a sua instalação, deixou de ser detectada pelo torpedo de leituras. Para colmatar esta falha procedeu-se à instalação de uma nova placa associada a este inclinómetro no topo da 9ª camada. Na mesma altura instalaram-se dois marcos superficiais definitivos localizados na 7ª e 8ª banquetas (M3 e M4).

O aumento da altura dos piezómetros de tubo aberto e dos inclinómetros foi efectuado em simultâneo com a deposição de resíduos, até o aterro atingir a cota final de deposição em cada local.

No final de 2004 procedeu-se ainda à substituição de dois inclinómetros ( $A4I_1$  e  $A3I_1$ ), os quais tinham sido danificados (partidos) durante os trabalhos de deposição de resíduos. Os novos inclinómetros foram instalados após o fim da deposição, em furos de sondagem ( $SA4I_2$  e  $SA3I_2$ ), com 4 e 5 aranhas magnéticas associadas, respectivamente.

No Quadro 4.5 e Figura 4.20 apresenta-se um resumo da instrumentação utilizada na Estação A e respectivos dados de localização à data da sua instalação.

Quadro 4.4 – Resumo da instrumentação das estações C e B (dados à data da instalação).

Estação	Subestação	Piezómetros				Inclinómetros				Marcos superficiais	
		Altura total de RSU, $H_0$ (m)	Tipo	Altura de instalação (m) <sup>(a)</sup>	Designação	Altura total de RSU, $H_0$ (m)	Altura de instalação das aranhas (m) <sup>(b)</sup>	Altura de instalação da referência (m) <sup>(b)</sup>	Designação	Altura total de RSU, $H_0$ (m)	Designação
C	C1	17,48	$P_{TA}$ $P_{TA}$ $P_{TA}$	12,38 9,30 6,32	C1Psup C1Pmed C1Pinf	-	-	-	-	17,43; 2°C	M2
	C2	9,77	$P_{TAV}$ $P_{TAV}$	3,01 0,45	C2Psup C2Pinf	10,91	8,37 5,34 2,30	0,77	C2I <sub>2</sub> -3ª aranha C2I <sub>2</sub> -2ª aranha C2I <sub>2</sub> -1ª aranha	7,84; 1°C	M1
B	B1	14,25	$P_{TA}$ $P_{TA}$ $P_{TA}$	10,00 7,55 5,45	B1P <sub>1</sub> sup B1P <sub>1</sub> med B1P <sub>1</sub> inf	14,19	11,68 8,64 7,09	1,06	B1I <sub>2</sub> -5ª aranha B1I <sub>2</sub> -4ª aranha B1I <sub>2</sub> -3ª aranha	14,22; 7°C	M8
		14,09	$P_{TAV}$ $P_{TAV}$	4,91 1,83	B1P <sub>2</sub> sup B1P <sub>2</sub> inf		4,09 2,57		B1I <sub>2</sub> -2ª aranha B1I <sub>2</sub> -1ª aranha		
	B2	11,05	$P_{TA}$ $P_{TA}$ $P_{TA}$	8,05 5,05 2,05	B2Psup B2Pmed B2Pinf	-	-	-	-	10,63; 5°C	M7
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,90; 3°C 8,32; 1°C	M6 M5

(a) altura da base do trecho ranhurado em relação à base do aterro; (b) altura do ponto médio do anel magnético em relação à base do aterro; C – camada n°.

Quadro 4.5 – Resumo da instrumentação da Estação A (dados à data da instalação).

Subestação	Células de tensões				Piezómetros				Inclinómetros				Marcos superficiais	
	Altura total de RSU, H <sub>0</sub> (m)	Tipo	Altura. de instalação (m) <sup>(a)</sup>	Designação	Altura total de RSU, H <sub>0</sub> (m)	Tipo	Altura. de instalação (m) <sup>(a)</sup>	Designação	Altura total de RSU, H <sub>0</sub> (m)	Altura. de instalação das aranhas/placas (m) <sup>(b)</sup>	Altura de instalação da referência (m) <sup>(b)</sup>	Designação	Altura total de RSU, H <sub>0</sub> (m)	Designação
A1	3,08; 7 <sup>a</sup> C	4xTT, 1xTI	2,45	Cel-A1inf	2,62; 7 <sup>a</sup> C	P <sub>TA</sub>	1,92	A1Pinf	3,34; 7 <sup>a</sup> C	2,98	0,31	A1I - 1 <sup>a</sup> placa		
	7,20; 8 <sup>a</sup> C	4xTT, 1xTI	7,09	Cel-A1sup	7,18; 8 <sup>a</sup> C	P <sub>TAV</sub>	6,88	A1Psup	7,26; 8 <sup>a</sup> C 10,65; 9 <sup>a</sup> C	7,26 10,27		A1I - 2 <sup>a</sup> placa* A1I - 3 <sup>a</sup> placa		
A2	5,43; 7 <sup>a</sup> C	4xTT, 1xTI	5,16	Cel-A2inf	5,43; 7 <sup>a</sup> C	P <sub>TA</sub>	4,79	A2Pinf	-	-	-	-		
	10,64; 8 <sup>a</sup> C	4xTT, 1xTI	10,31	Cel-A2sup	10,66; 8 <sup>a</sup> C	P <sub>TAV</sub>	10,04	A2Psup						
A3	3,97; 6 <sup>a</sup> C	4xTT, 1xTI	2,70	Cel-A3inf	3,97; 6 <sup>a</sup> C	P <sub>TA</sub>	2,36	A3Pinf	4,06; 6 <sup>a</sup> C	3,82	0,43	A3I <sub>1</sub> - 1 <sup>a</sup> placa		
	7,86; 7 <sup>a</sup> C	4xTT, 1xTI	6,50	Cel-A3sup	7,86; 7 <sup>a</sup> C	P <sub>TA</sub>	6,44	A3Psup	8,14; 7 <sup>a</sup> C	7,62		A3I <sub>1</sub> - 2 <sup>a</sup> placa		
									14,78; 9 <sup>a</sup> C	2,12 5,17 8,20 9,51 12,14	0,10	A3I <sub>2</sub> - 1 <sup>a</sup> aranha A3I <sub>2</sub> - 2 <sup>a</sup> aranha A3I <sub>2</sub> - 3 <sup>a</sup> aranha A3I <sub>2</sub> - 4 <sup>a</sup> aranha A3I <sub>2</sub> - 5 <sup>a</sup> aranha	14,09; 8 <sup>a</sup> C	M4
A4					7,55; 5 <sup>a</sup> C	P <sub>TA</sub>	4,25	A4Pinf	7,35; 5 <sup>a</sup> C	4,76	0,40	A4I <sub>1</sub> - 1 <sup>a</sup> aranha		
	10,62; 6 <sup>a</sup> C	4xTT, 1xTI	9,50	Cel-A4med	10,62; 6 <sup>a</sup> C	P <sub>TA</sub>	9,50	A4Pmed	10,61; 6 <sup>a</sup> C	7,42 9,50		A4I <sub>1</sub> - 1 <sup>a</sup> placa A4I <sub>1</sub> - 2 <sup>a</sup> placa		
									14,83; 7 <sup>a</sup> C	3,11 5,95 9,07 10,62	1,03	A4I <sub>2</sub> - 1 <sup>a</sup> aranha A4I <sub>2</sub> - 2 <sup>a</sup> aranha A4I <sub>2</sub> - 3 <sup>a</sup> aranha A4I <sub>2</sub> - 4 <sup>a</sup> aranha	13,65; 7 <sup>a</sup> C	M3

TT – célula de tensão total (dispostas a 0°, 45°E; 45°D e 90°); TI – célula de tensão intersticial; C – camada n°; (a) altura da base do trecho ranhurado em relação à base do aterro; (b) altura do ponto médio do anel magnético em relação à base do aterro; \* comportamento anómalo (não utilizado).



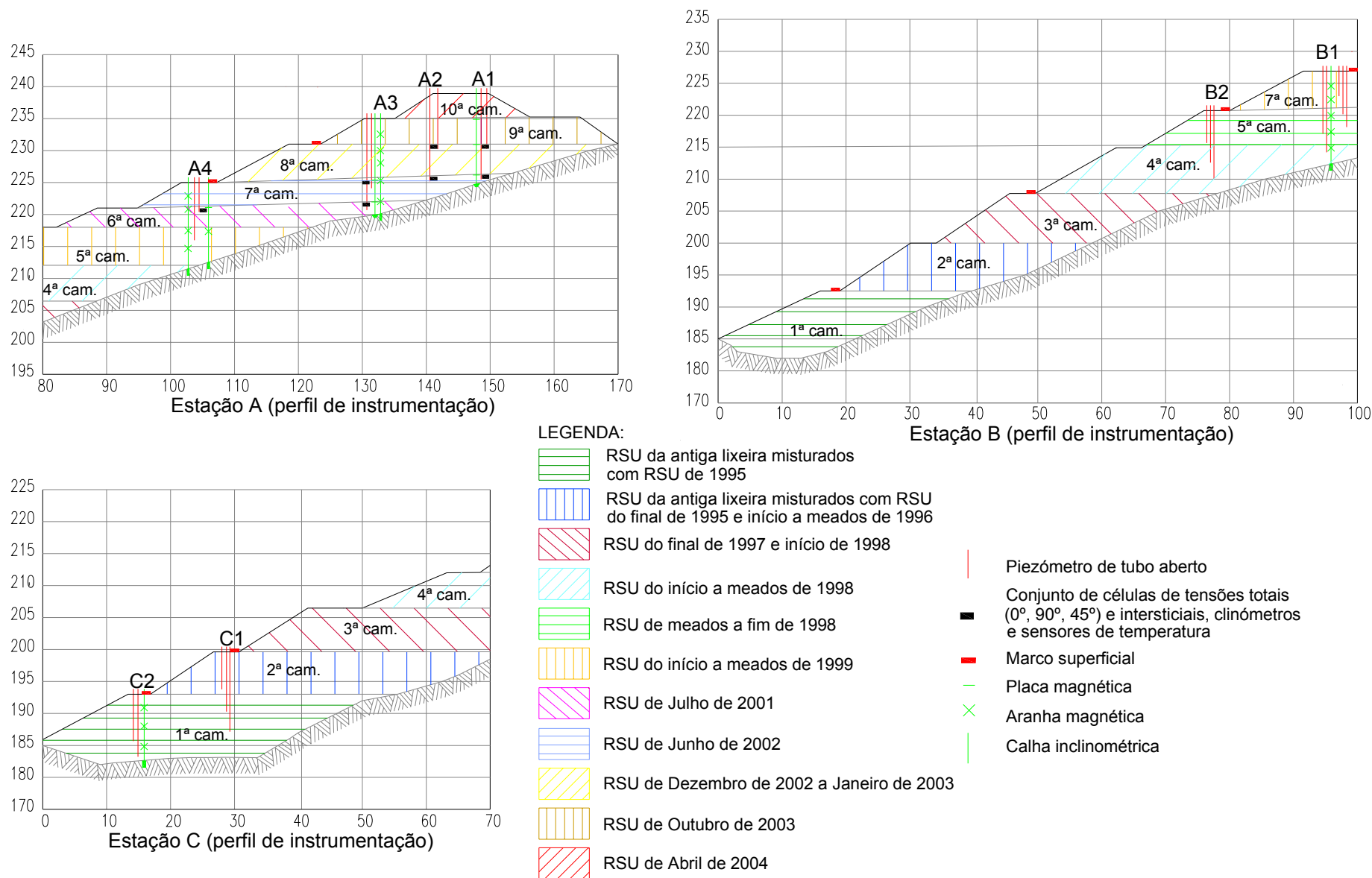


Figura 4.20 – Esquema de instrumentação implementado – Estações A, B e C.

### Frequência de Leituras

A periodicidade das leituras dos vários equipamentos instalados seguiu o plano a seguir indicado, salvo em alguns períodos em que não foi possível efectuar as leituras, devido a trabalhos de exploração nas respectivas áreas ou a trabalhos de manutenção e reparação dos equipamentos instalados ou de leitura:

- células de tensões totais e intersticiais, sensores de temperatura e clinómetros - leitura automática 4 vezes por dia, de 6 em 6 horas;
- piezómetros de tubo aberto, aranhas e placas magnéticas - semanal;
- levantamentos topográficos (marcos superficiais definitivos e provisórios) - quinzenal.

Relativamente aos levantamentos topográficos refere-se que, no início do trabalho, estes decorreram de forma mais espaçada (essencialmente associados à colocação de novos equipamentos e à deposição de novas camadas), tendo posteriormente seguido o plano indicado com excepção do ano de 2006 em que não foi possível proceder à sua realização.

As últimas datas de leitura apresentadas neste trabalho, para todos os equipamentos instalados, referem-se ao final do mês de Julho de 2007.

### Equipamentos danificados

Conforme já foi sendo referido anteriormente, vários dos equipamentos instalados foram danificados durante ou após a sua instalação. As principais causas que conduziram à danificação de equipamentos estão associadas a:

- trabalhos de exploração, em particular nas zonas em que deposição se fez em simultâneo com a instalação de equipamentos; em qualquer tipo de obra geotécnica a instalação de instrumentos de monitorização em simultâneo com a execução da obra é um trabalho delicado que, por regra, conduz à perda de alguns equipamentos; esta situação é agravada no caso particular dos aterros de resíduos, comparativamente com as obras correntes de terraplenagens, devido à menor sensibilidade dos manobreadores dos equipamentos de deposição e compactação para estes aspectos, às diferenças dos níveis de exigência do controlo dos trabalhos de exploração e da fiscalização neste tipo de obras e às dificuldades de manuseamento dos próprios resíduos; salienta-se contudo que no decurso dos trabalhos se foi verificando uma crescente sensibilização e aprendizagem dos vários intervenientes para estes aspectos, com consequente redução progressiva do número de anomalias associadas a trabalhos de exploração;
- elevadas deformações do aterro e à ausência de instrumentos de monitorização desenvolvidos especificamente para fazer face a estas condicionantes;
- agressividade físico-química do meio e, uma vez mais, ausência de instrumentos de monitorização desenvolvidos especificamente para fazer face a estas condicionantes;

- causas externas, entre as quais se inclui uma forte trovoada (danificou o sistema de aquisição automática e todos os sensores eléctricos instalados), um incêndio (que acabou por não causar danos), actos de vandalismo (furto e destruição; no decurso dos trabalhos a segurança do aterro foi também melhorada), e roedores (danificação de cabos eléctricos);

- in experiência das equipas técnicas responsáveis pela instalação e acompanhamento dos instrumentos de monitorização neste tipo particular de obras; apesar de se tentar equacionar *à priori* todos os problemas e dificuldades que pudessem vir a ocorrer, a in experiência e a ausência de bibliografia específica, conduziram à necessidade sistemática de recorrer ao método de “tentativas e erros” e à constante adaptação e melhoria dos procedimentos utilizados; apesar das limitações, dificuldades e perdas verificadas, constatou-se uma nítida evolução de todos os elementos técnicos envolvidos no trabalho, com consequente melhoria e aumento progressivo do grau de confiança nos resultados obtidos.

No Quadro 4.6 apresenta-se um resumo da quantidade total de equipamentos instalados, respectivas perdas e causas mais prováveis. Da análise deste quadro verifica-se que cerca de 26% dos equipamentos instalados foram danificados, correspondendo todos eles a equipamentos instalados na Estação A, ou seja, onde a instrumentação decorreu durante a fase de deposição.

Quadro 4.6 – Resumo dos equipamentos de instrumentação instalados e danificados.			
Tipo de Equipamento	Instalados (un)	Perdidos (un)	Causa
Estação A			
Células de tensões totais	28	11	Trovoada ou avaria
Células de tensões intersticiais	7	4	Trovoada ou avaria
Piezómetros de tubo aberto	8	2	Partiram com subida do aterro
Inclinómetros	5	3	Partiram com subida do aterro
Placas magnéticas	7	7	Perdeu-se o acesso (6); avaria (1)
Aranhas magnéticas	10	1	Perdeu-se o acesso
Marcos superficiais (prov. e def.)	41	1	Circulação de equipamentos
Sensores de temperatura	35	12	Trovoada ou avaria
Clinómetros	21	11*	Avaria ou fora do intervalo de leit.
<b>Total da Estação A</b>	<b>162</b>	<b>52</b>	
Estação B			
Piezómetros de tubo aberto	8	0	-
Inclinómetros	1	0	-
Aranhas magnéticas	5	0	-
Marcos superficiais	7	0	-
<b>Total da Estação B</b>	<b>21</b>	<b>0</b>	
Estação C			
Piezómetros de tubo aberto	5	0	-
Inclinómetros	1	0	-
Aranhas magnéticas	3	0	-
Marcos superficiais	6	0	-
<b>Total da Estação C</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	
<b>TOTAL</b>	<b>198</b>	<b>52</b>	

\* progressivamente foram-se perdendo os restantes (por avaria ou por ficarem fora do intervalo de leitura).

#### **4.4 SINOPSE**

Neste capítulo começou por se efectuar uma breve descrição do aterro sanitário de Sto Tirso e dos motivos que levaram à sua selecção como caso de estudo, seguida da apresentação dos vários tipos de trabalhos de investigação realizados. Estes incluíram uma vasta campanha de ensaios *in situ* e de laboratório, e a instrumentação do aterro sanitário. Especial destaque foi dado à selecção dos equipamentos de instrumentação e aos procedimentos de instalação adoptados face às condicionantes deste tipo particular de obras, bem como às respectivas limitações e principais dificuldades registadas.

Nos capítulos seguintes far-se-á a apresentação dos resultados obtidos nos ensaios *in situ* e de laboratório (Capítulo 5) e nos trabalhos de monitorização (Capítulo 6).

## **CAPÍTULO 5. RESULTADOS EXPERIMENTAIS. SONDAgens, ENSAIOS *IN SITU* E ENSAIOS DE LABORATÓRIO**

### **5.1 INTRODUÇÃO**

No presente capítulo apresentam-se os resultados obtidos nos vários trabalhos e ensaios referidos no Capítulo 4, com excepção dos resultados da monitorização. Em primeiro lugar apresentam-se os resultados relativos às sondagens e ensaios *in situ*, seguidos dos resultados dos ensaios de laboratório. Os resultados que irão ser apresentados no presente capítulo em conjunto com os dados da monitorização, que serão apresentados no Capítulo 6, tiveram como objectivo caracterizar o comportamento “geomecânico” dos resíduos e reconstituir a história construtiva do aterro sanitário. A análise dos resultados obtidos, nomeadamente a avaliação de vários parâmetros físicos e mecânicos dos resíduos e relações entre estes, é efectuada nos Capítulos 7 e 8.

### **5.2 ENSAIOS *IN SITU***

#### **5.2.1 Ensaios SPT**

Conforme referido no § 4.3.2, em simultâneo com a execução das sondagens foram realizados ensaios SPT, espaçados de 1,5 m no caso das sondagens A4-SI<sub>1</sub>, A4-SP e B2-SP, e espaçados de 1 m nas restantes sondagens. Na Figura 5.1 apresentam-se algumas fotografias ilustrativas do equipamento utilizado. As Figuras 5.2 a 5.14 mostram os gráficos das sondagens com indicação dos valores obtidos nos ensaios SPT (N), incluindo uma breve descrição dos resíduos amostrados, a profundidade de recolha das amostras (AM e Am), o peso do material recuperado por metro de furação (excepto na B2-SP em que a pesagem corresponde à totalidade dos resíduos furados), e a posição dos níveis de lixiviado.



Figura 5.1 – Aspecto geral e pormenores do equipamento utilizado na realização das sondagens e dos ensaios SPT (continua na página seguinte).



Figura 5.1 – Aspecto geral e pormenores do equipamento utilizado na realização das sondagens e dos ensaios SPT (continuação).

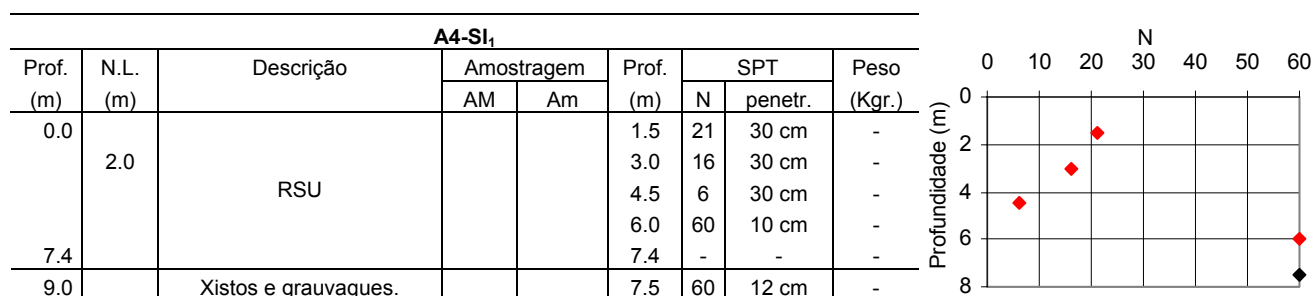


Figura 5.2 – Gráfico da sondagem A4-SI<sub>1</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

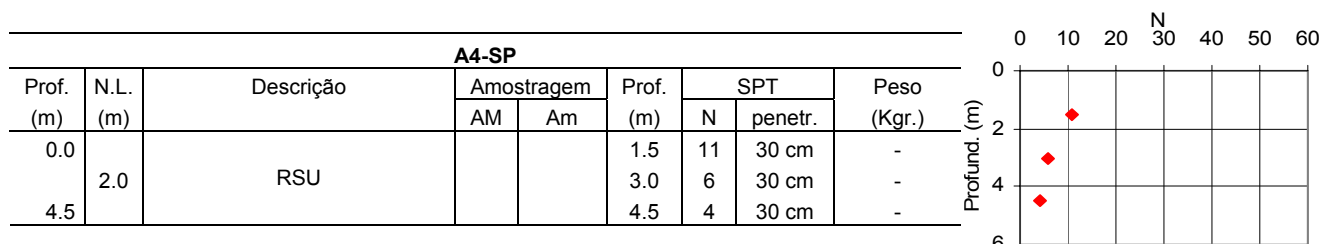


Figura 5.3 – Gráfico da sondagem A4-SP e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

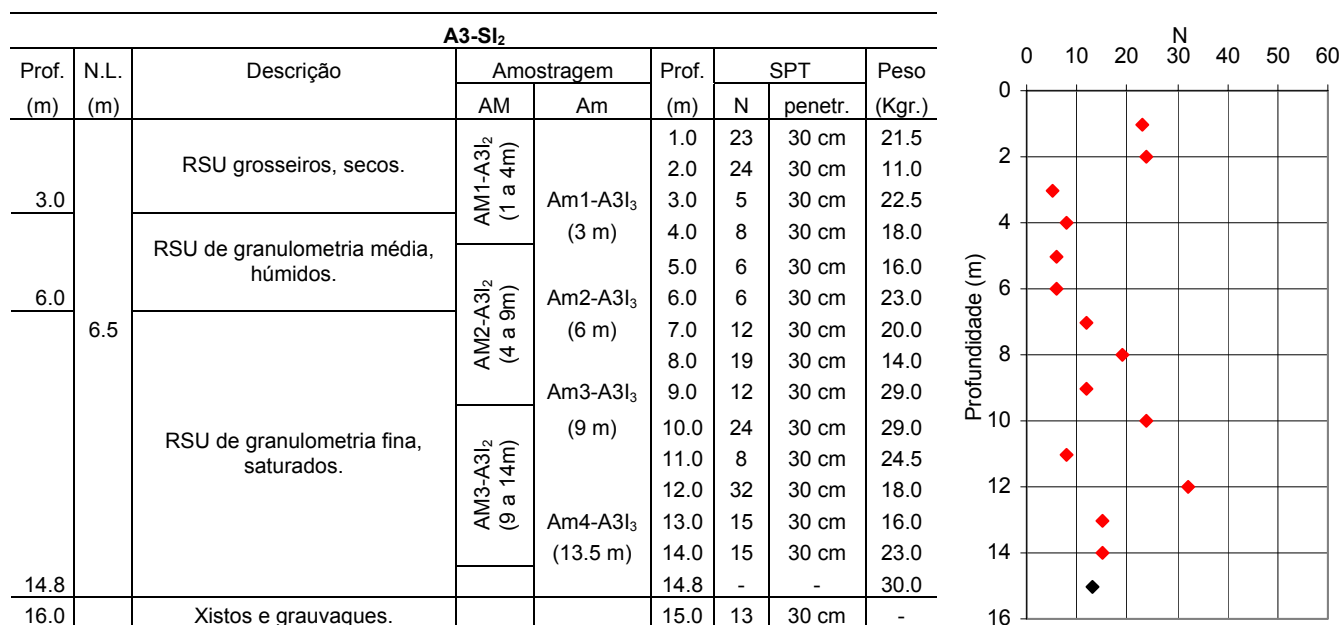


Figura 5.4 – Gráfico da sondagem A3-SI<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

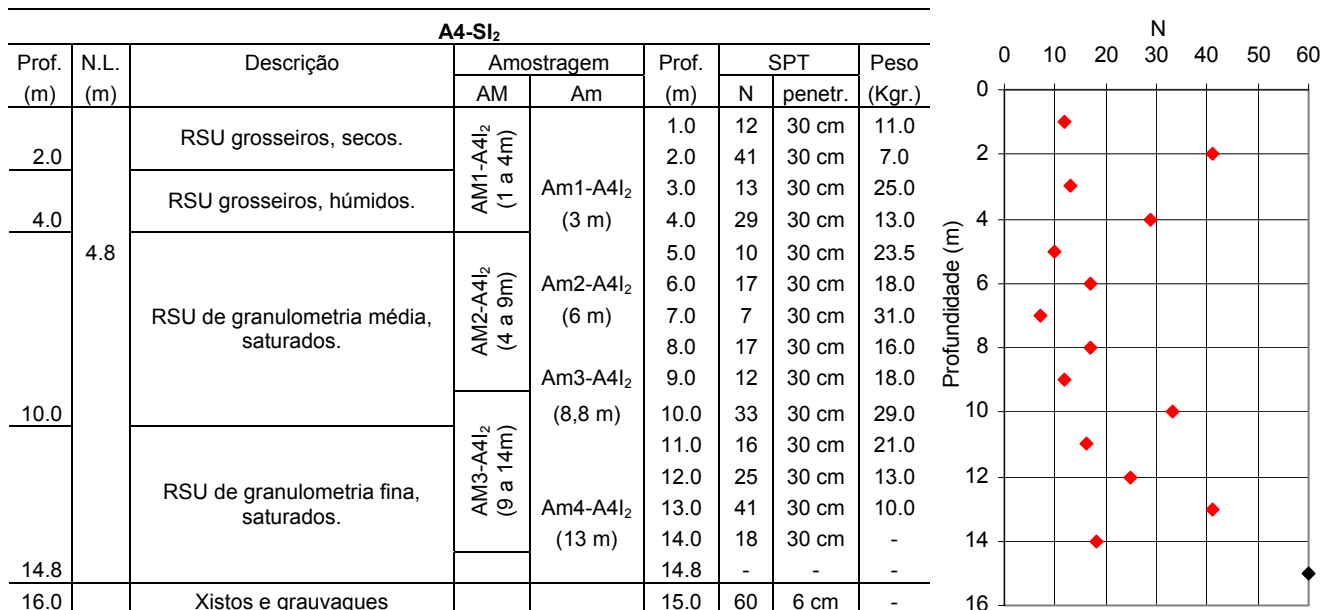


Figura 5.5 – Gráfico da sondagem A4-SI<sub>2</sub> e da variação de N<sub>SPT</sub> com a profundidade.

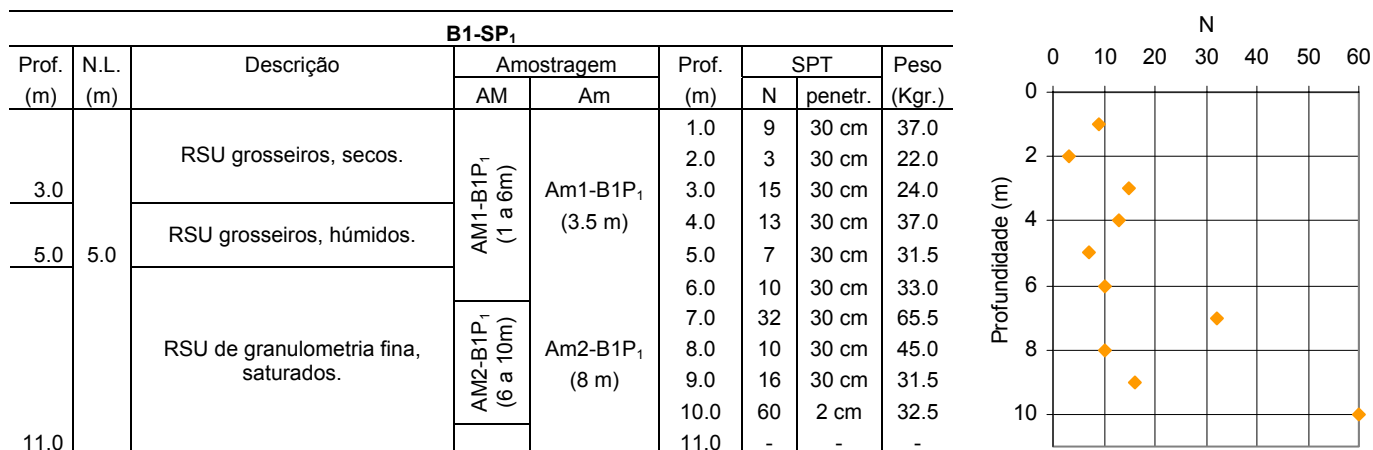


Figura 5.6 – Gráfico da sondagem B1-SP<sub>1</sub> e da variação de N<sub>SPT</sub> com a profundidade.

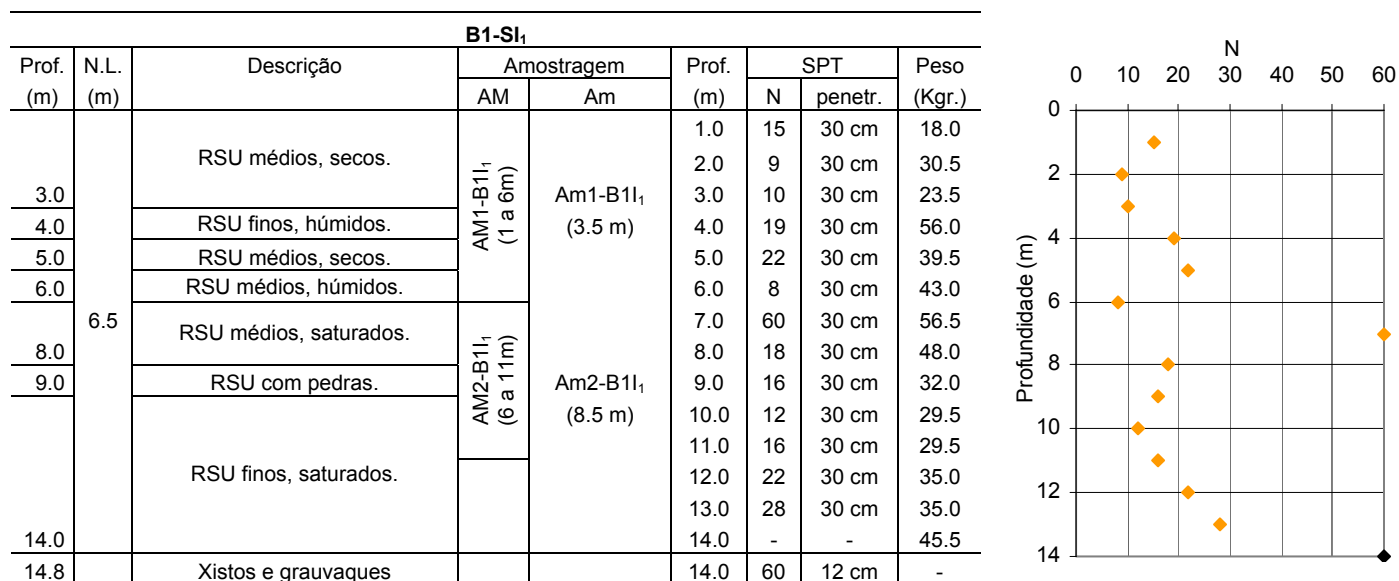
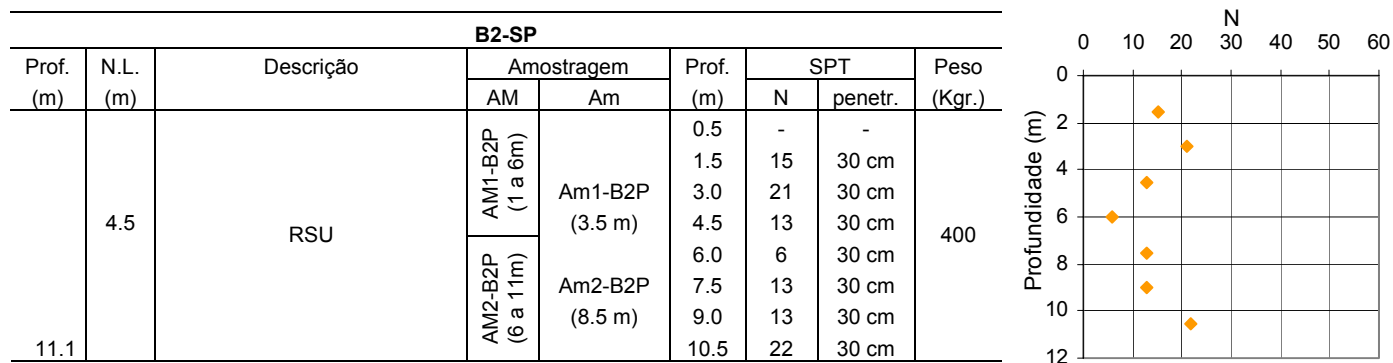
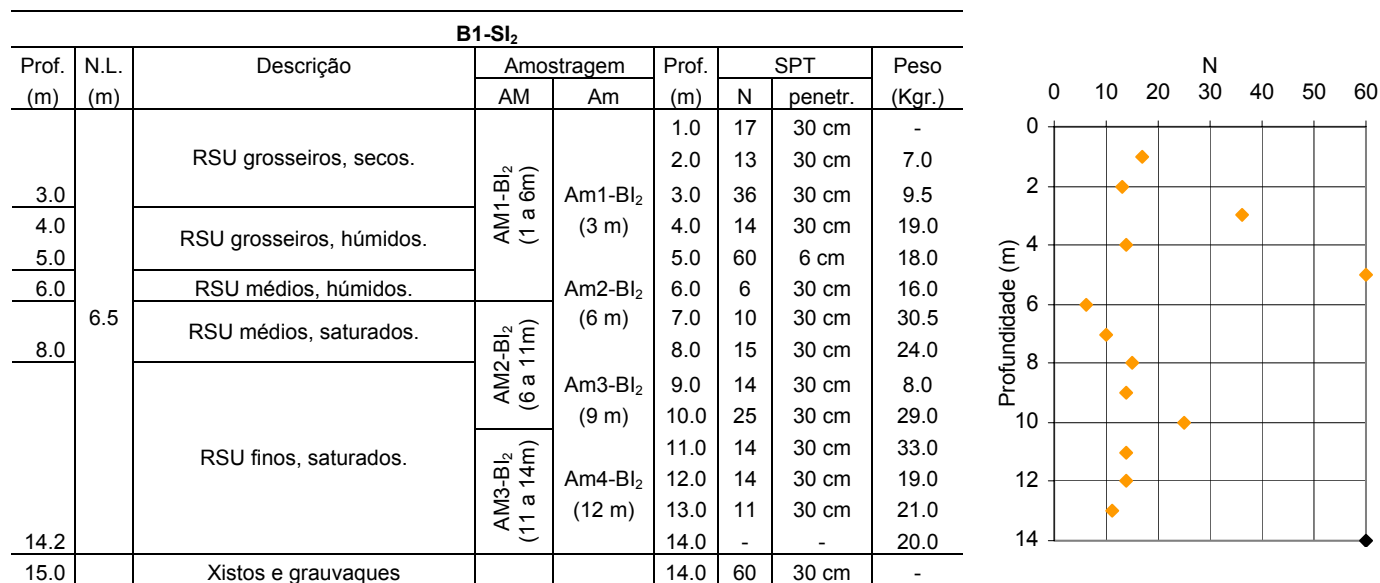
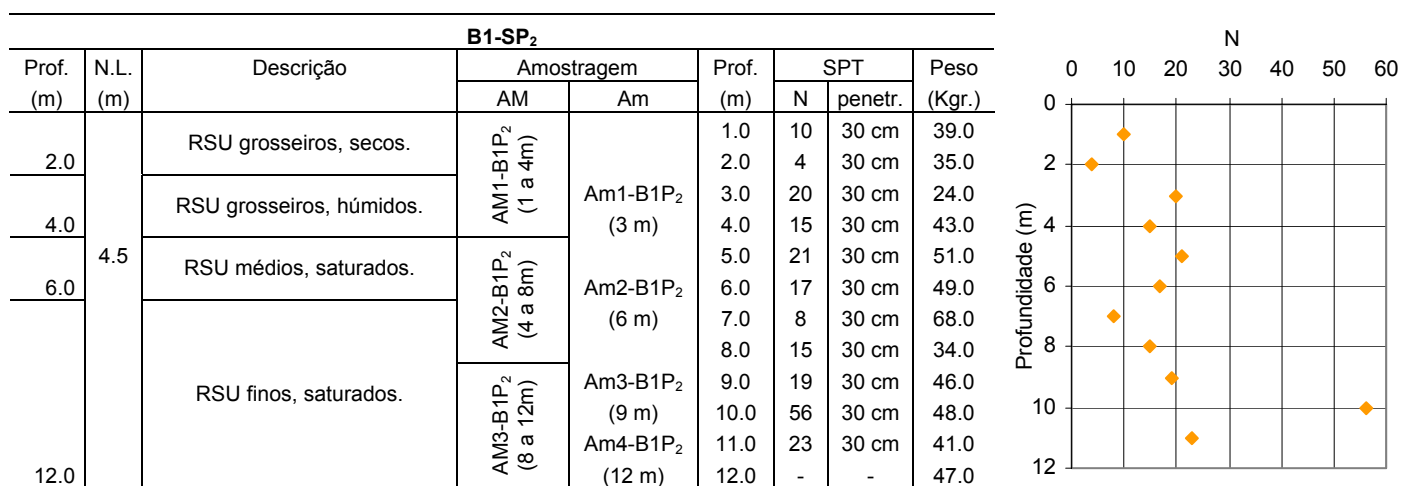


Figura 5.7 – Gráfico da sondagem B1-SI<sub>1</sub> e da variação de N<sub>SPT</sub> com a profundidade.

Figura 5.8 – Gráfico da sondagem B2-SP e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.Figura 5.9 – Gráfico da sondagem B1-SI<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.Figura 5.10 – Gráfico da sondagem B1-SP<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.



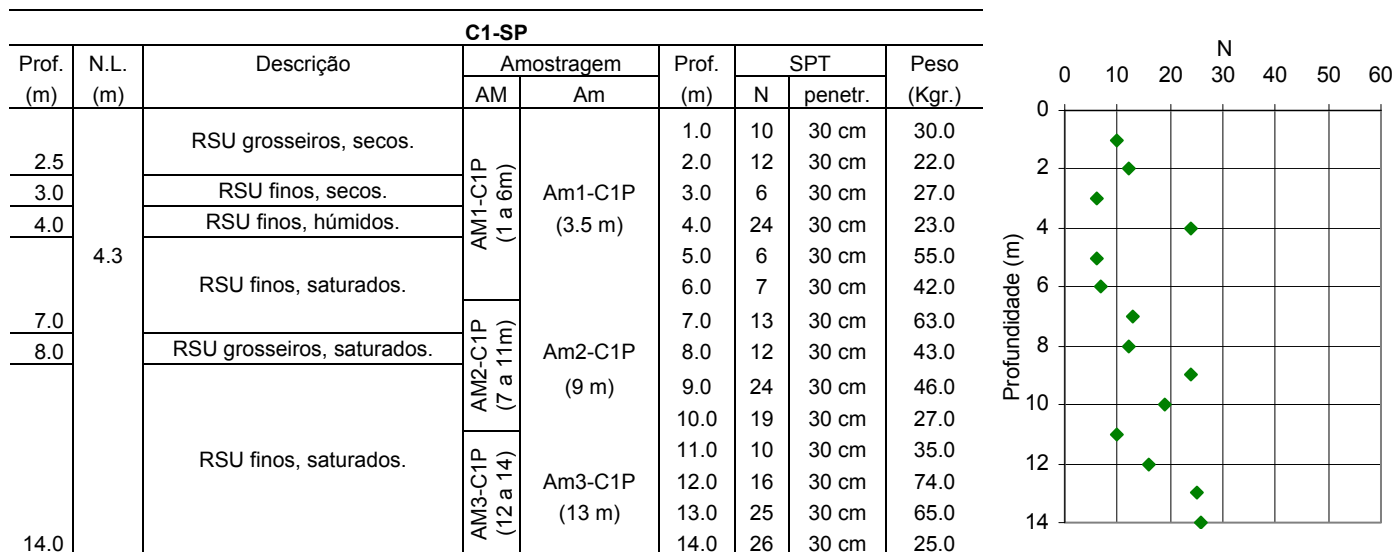


Figura 5.11 – Gráfico da sondagem C1-SP e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

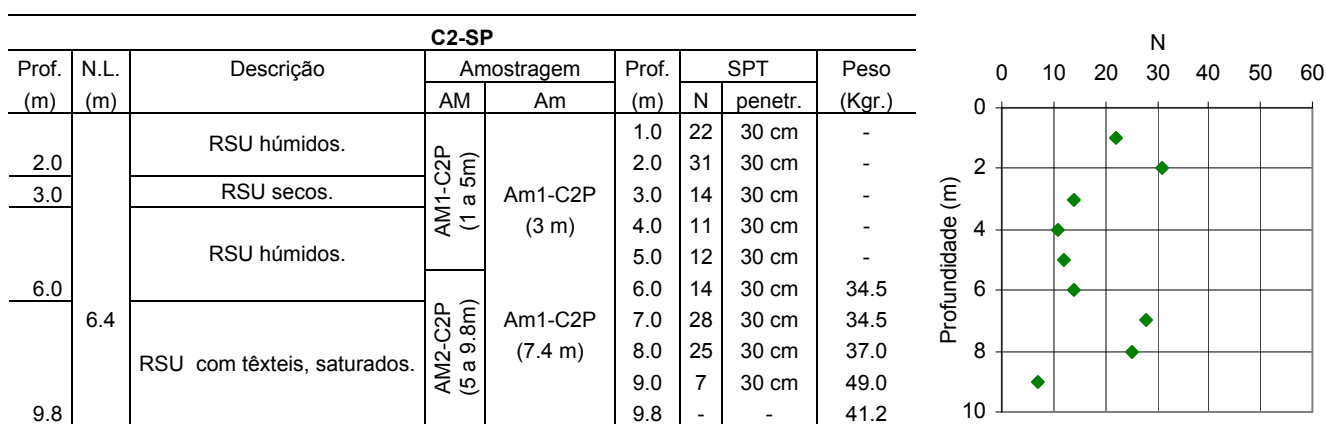


Figura 5.12 – Gráfico da sondagem C2-SP e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

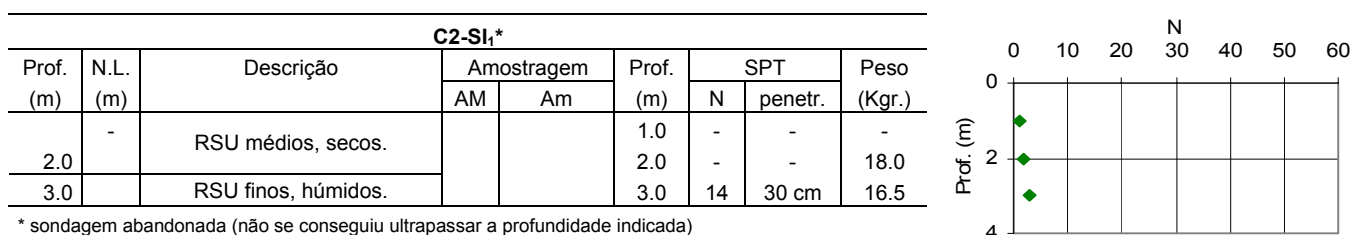


Figura 5.13 – Gráfico da sondagem C2-SI<sub>1</sub>\* e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

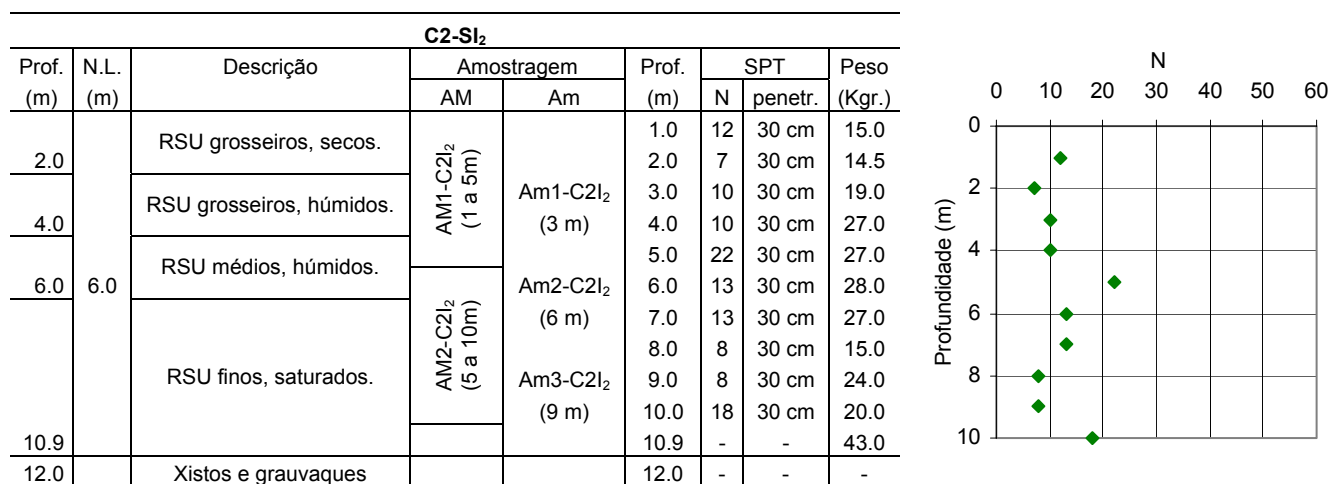


Figura 5.14 – Gráfico da sondagem C2-SI<sub>2</sub> e da variação de  $N_{SPT}$  com a profundidade.

Na Figura 5.15 apresentam-se os histogramas de frequência relativa da totalidade dos valores de N (Figura 5.15a) e dos valores de N obtidos em cada uma das estações estudadas (Figura 5.15b), de acordo com as classes de compactidade propostas por Terzaghi & Peck (1948) para solos granulares. A análise destas figuras permite verificar que a maior parte dos valores correspondem a materiais medianamente compactos (10 a 30 pancadas) e pouco compactos (4 a 10 pancadas) para qualquer das estações estudadas.

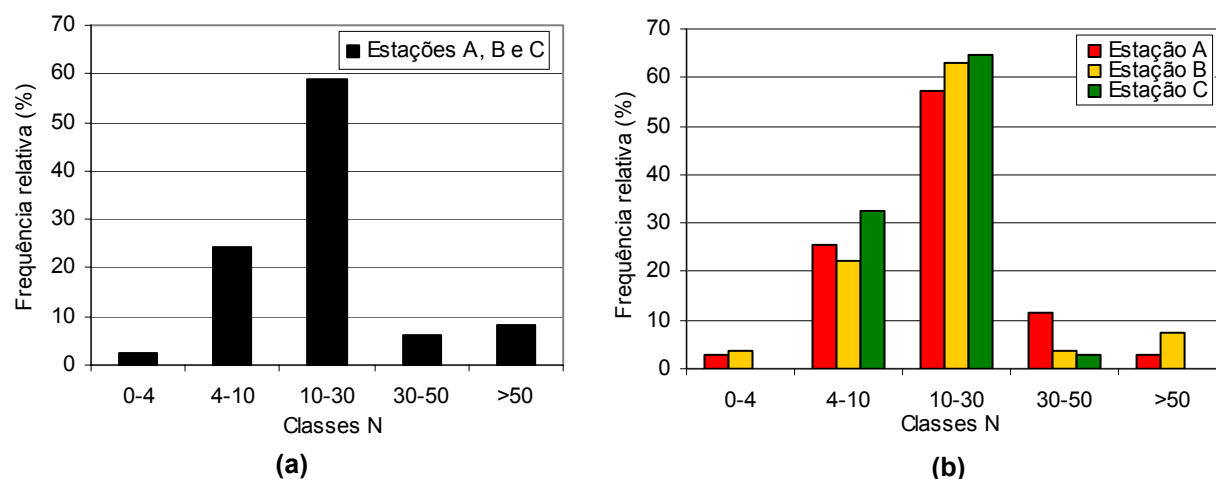


Figura 5.15 – Histogramas de frequência dos valores de N: (a) na totalidade; (b) por estação estudada.

Na Figura 5.16a) apresentam-se os resultados obtidos em cada estação em função da profundidade de ensaio. Estes resultados foram corrigidos em função do número de varas e do diâmetro do furo,  $N(60)$ , através dos factores correctivos propostos por Skempton (1986). A partir destes valores determinaram-se os valores médios para a mesma profundidade,  $N(60)_{MED}$ , considerando a totalidade dos resultados obtidos (Figura 5.16a).

Na Figura 5.16b) representa-se o mesmo tipo de gráficos (valores discretos e médios em função da profundidade) mas, neste caso, desprezando os valores mais elevados (“anómalos”) - superiores a 30-35 pancadas - os quais deverão estar associados à presença de elementos localizados de maior resistência, como sejam blocos rochosos, elementos metálicos ou outros.

Os gráficos da Figura 5.16 evidenciam um aumento da resistência à penetração com o aumento da profundidade. Não considerando os valores “anómalos”, a resistência à penetração aumenta com a profundidade a uma razão da ordem de 1 pancada/m. Este gradiente, de aumento da resistência com a profundidade, diminui ligeiramente consoante se passa dos resíduos mais antigos para os mais recentes (0,8 N/m, 0,9 N/m e 1,2 N/m, respectivamente para as estações A, B e C).

Relativamente à variação da resistência à penetração em função da idade dos resíduos depositados, apesar de os resultados não serem conclusivos, parece haver uma ligeira diminuição da dispersão com o aumento da idade dos resíduos, ou seja, uma maior homogeneidade de resultados consoante se passa da Estação A para a B e C, e um maior acréscimo da resistência com a profundidade no caso dos resíduos mais antigos.

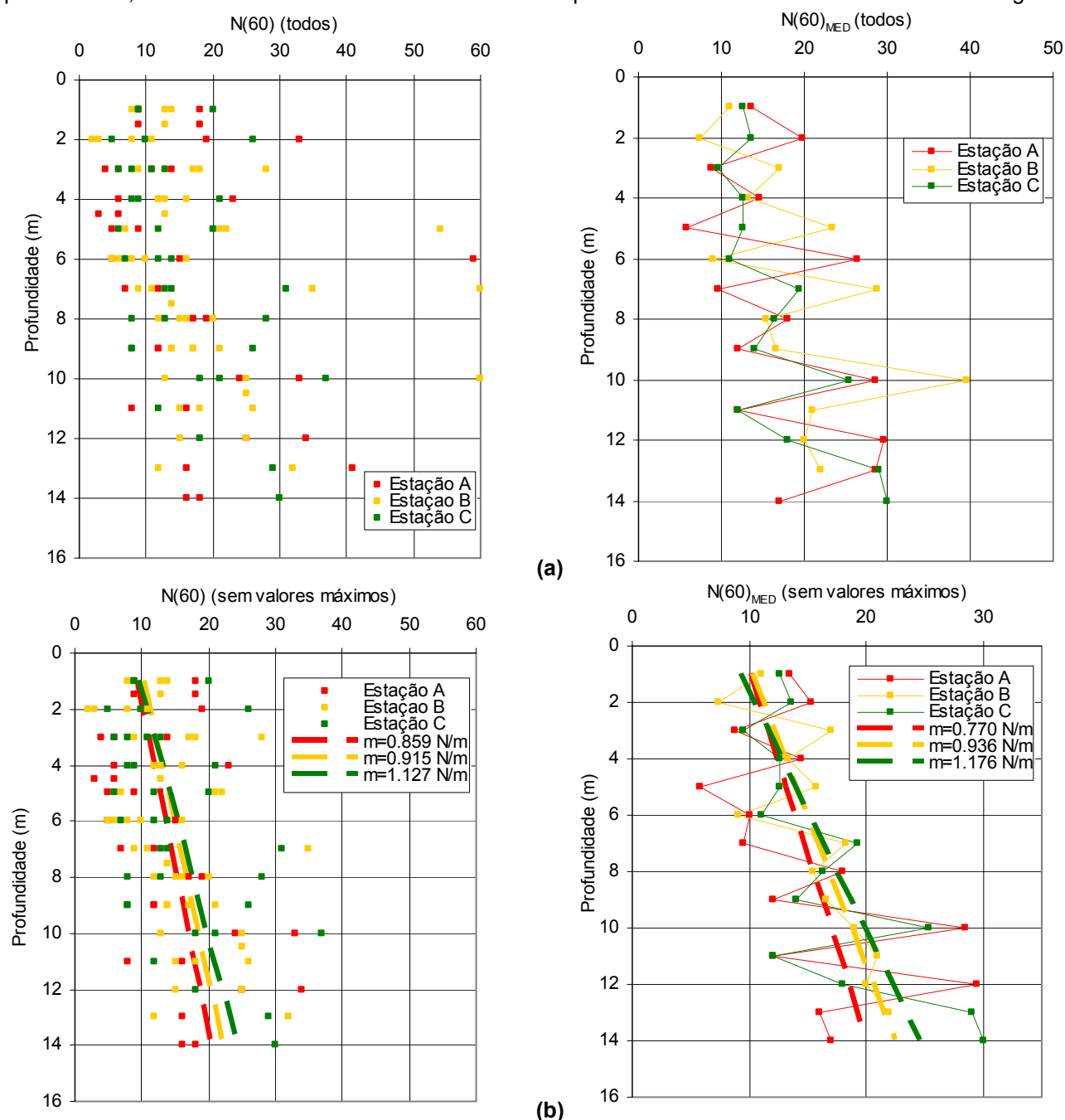


Figura 5.16 – Variação dos valores discretos e médios de  $N(60)$  em função da profundidade: (a) totalidade dos valores; (b) desprezando valores anómalos.

Os valores obtidos no aterro de Sto Tirso são concordantes com os publicados por outros autores (§ 2.3.2) os quais, em termos gerais, variaram entre 7 e 19 pancadas para profundidades até cerca de 10 m de profundidade e entre 15 e 30 pancadas para profundidades iguais ou superiores a 10m (Pereira, 2000; Carvalho, 1999; Gonzalez, 1995; Santos *et al*, 1998).

Na Figura 5.17a) apresentam-se os valores de  $N(60)$  (não considerando os valores “anómalos”), em função da tensão efectiva vertical, determinada a partir do peso volúmico dos resíduos (§ 5.2.2) e da profundidade dos lixiviados em cada furo de sondagem. À semelhança do verificado para a profundidade, estes resultados não evidenciam uma relação directa com a idade dos RSU, demonstrando apenas um acréscimo da resistência à penetração dos resíduos com o aumento da tensão efectiva e que este acréscimo é mais significativo consoante se passa dos resíduos mais recentes para os mais antigos.

Para finalizar apresenta-se na Figura 5.17b) um histograma de frequência dos valores dos ensaios SPT corrigidos do efeito da tensão efectiva,  $(N_1)_{60}$ , ou seja, dos valores equivalentes aos obtidos no caso de todos os ensaios terem sido realizados para uma tensão efectiva vertical em repouso de 98 kPa (excluindo os valores “anómalos” indicados anteriormente, Figura 5.16b)). A análise mais detalhada destes resultados (considerando subclasses de  $(N_1)_{60}$  de cerca de 5 pancadas) permitiu verificar que a maior parte dos valores (não considerando as subclasses cuja frequência é inferior a 10%) se situa entre 4 e 25 no caso da Estação A, entre 4 e 30 na Estação B e entre 4 e 35 na Estação C, isto é, verifica-se um ligeiro aumento do peso relativo dos valores de  $(N_1)_{60}$  mais elevados (compreendidos entre 25 e 40) com o avançar da idade dos resíduos. Contudo, e apesar de a maior parte dos valores mais elevados estarem associados aos resíduos mais antigos (Estação C), não se verificam, apenas para os resíduos desta Estação, valores superiores a 40, o que poderá dever-se ao maior grau de alteração/degradação dos elementos pontuais mais resistentes e, conseqüentemente, a uma maior homogeneidade dos resíduos mais antigos.

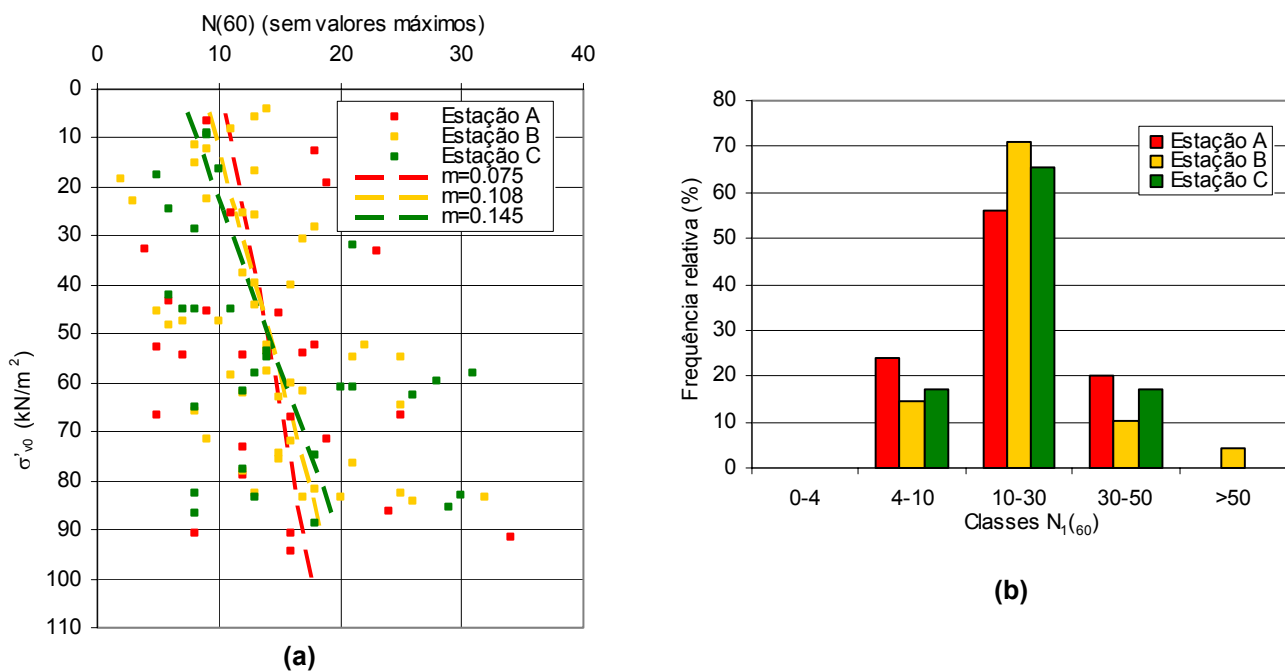


Figura 5.17 – Variação dos valores de  $N(60)$  em função da tensão efectiva vertical (a); histograma de frequência dos valores de  $(N_1)_{60}$  (b).

### 5.2.2 Peso Volúmico Total

No § 4.3.3 referiu-se que a determinação dos pesos volúnicos totais ou aparentes,  $\gamma$ , foi efectuada *in situ* por dois métodos: nas sondagens realizadas, através da pesagem do material recuperado em cada metro de furação (logo após a sua remoção) e do respectivo volume (determinado com base no diâmetro e comprimento de furação); e a partir de um ensaio realizado numa vala localizada próximo da subestação A4 (sem solos de cobertura). No entanto, este último método foi apenas utilizado uma vez, por se ter concluído que os resultados, representativos apenas dos níveis superficiais de resíduos, se enquadravam nos obtidos através do método das sondagens para idênticas profundidades e por ser um método relativamente moroso.

O ensaio à superfície foi efectuada numa vala com cerca de  $1,5 \text{ m}^3$  de volume (aproximadamente 1,2 m de comprimento, 2,0 m de profundidade e 0,6 m de largura), aberta com retroescavadora após remoção e regularização dos resíduos mais superficiais. O material removido foi pesado e o volume da cavidade foi determinado através do seu enchimento com água após revestimento da cavidade com um plástico maleável, de modo a acompanhar o melhor possível as irregularidades da cavidade. Com base nos resultados obtidos (vol =  $1,44 \text{ m}^3$  e 1620 kgr. de resíduos) determinou-se um peso volúmico total de  $11,03 \text{ kN/m}^3$ . A determinação do teor em água e a caracterização do material removido foi efectuada a partir de uma amostra (AM1), obtida por esquartelamento dos resíduos provenientes da vala.

Considerando a totalidade de resultados obtidos nas três estações, pelos dois métodos mencionados e em função da respectiva profundidade (Figura 5.18a), verifica-se: uma tendência de aumento dos valores de  $\gamma$  com a profundidade apenas nos níveis mais superficiais, mantendo-se depois relativamente constantes; uma elevada dispersão de resultados; a presença de alguns valores muito elevados que poderão estar associados a zonas de resíduos com maior teor em água, à presença localizada de elementos de maior densidade ou, eventualmente, com maior conteúdo de solos de cobertura. Na Figura 5.18b) apresentam-se os resultados obtidos em cada estação em função da profundidade e excluindo os valores mais elevados já referidos, observando-se que a maior parte dos valores se situam entre  $8$  e  $16 \text{ kN/m}^3$ , e que para profundidades inferiores a 3 a 4 m tendem a ser um pouco mais baixos (maioria entre  $6$  a  $12 \text{ kN/m}^3$ ).

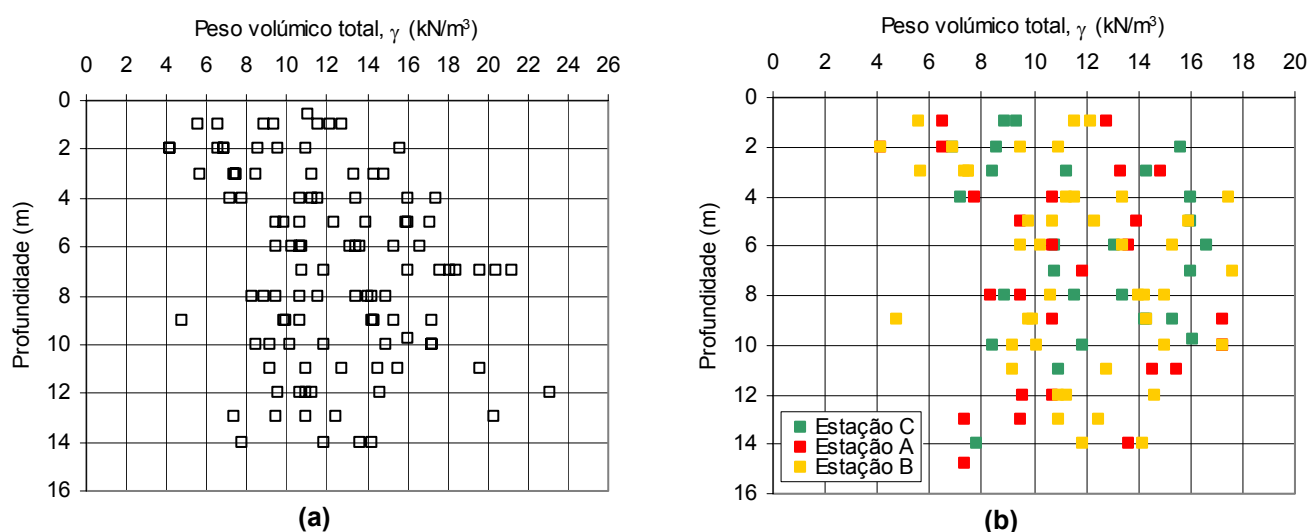


Figura 5.18 – Pesos volúnicos totais,  $\gamma$ , em função da profundidade: (a) totalidade dos valores; (b) valores obtidos em cada estação (sem valores “anómalos”).

Com base na descrição qualitativa do teor em água dos resíduos, efectuada aquando da recolha das amostras a partir das sondagens e da vala (Figuras 5.2 a 5.14), agruparam-se os pesos volúmcicos obtidos em 4 classes: totalidade, RSU saturados; RSU húmidos, e RSU secos. Para cada classe definida determinou-se o respectivo peso volúmcico médio (Figura 5.19), verificando-se, de um modo geral, que os valores obtidos para a Estação C são superiores aos da Estação B e estes superiores aos da Estação A, e que os pesos volúmcicos médios de cada estação diminuem com a redução do grau de humidade.

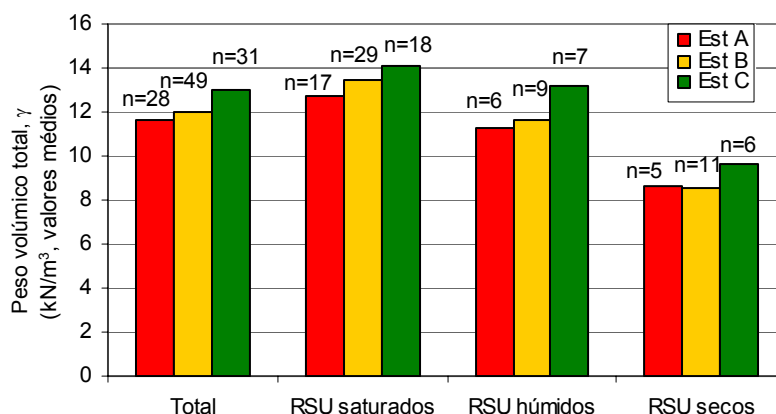


Figura 5.19 – Pesos volúmcicos médios de cada estação em função da descrição do grau de humidade.

O valor do peso volúmcico médio de cada amostra AM (excepto para as provenientes de sondagens em que não se procedeu ao registo do peso dos RSU) foi determinado a partir dos valores obtidos nas sondagens para as profundidades correspondentes, desprezando-se os valores mais elevados (da ordem de 20 kN/m<sup>3</sup> ou superiores). Na Figura 5.20 apresentam-se os resultados obtidos para as várias amostras em função da respectiva profundidade média, a qual evidencia valores mais baixos (9 a 13 kN/m<sup>3</sup>) e com maior dispersão para os níveis mais superficiais e valores compreendidos entre os 11 e os 14 kN/m<sup>3</sup> e relativamente constantes para as amostras provenientes de profundidades superiores a 4 m. No § 5.3.1.6 apresenta-se um quadro resumo com os pesos volúmcicos médios das amostras AM.

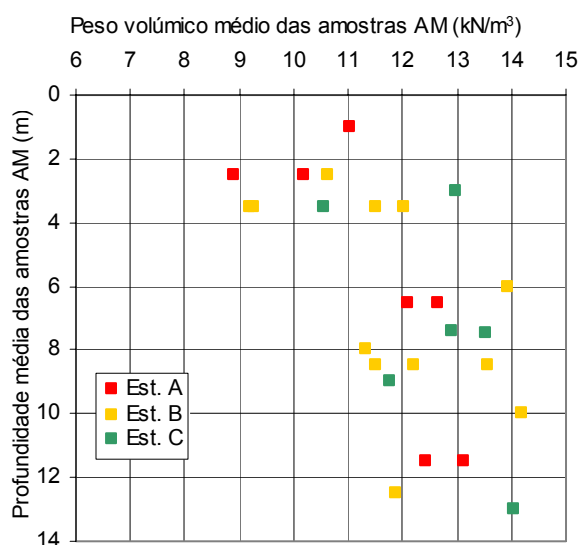


Figura 5.20 – Pesos volúmcicos médios das amostras AM em função da respectiva profundidade.



### 5.2.3 Ensaios CPT

As fotografias da Figura 5.21 ilustram o aspecto geral do equipamento utilizado na realização destes ensaios e um pormenor da ponteira (cone Beggeman).



Figura 5.21 – Aspecto geral e pormenor da ponteira utilizados na realização dos ensaios CPT.

Os ensaios de penetração estática, CPT, foram realizados apenas nas estações B e C (dois ensaios em cada estação), registando-se, em cada um, a resistência oferecida pelos resíduos à penetração do cone (com uma velocidade de penetração normalizada de 2 cm/s) e o atrito mobilizado ao longo da manga cilíndrica.

As Figuras 5.22 e 5.23 representam os resultados dos ensaios, respectivamente na estação B e C, expressos em termos de resistência de ponta,  $q_c$  ( $q_c = Q_c / A_c$ , em que  $Q_c$  é a força aplicada para penetração da ponteira e  $A_c$  a área do cone), resistência de atrito lateral unitário,  $f$  ( $f = Q_s / A_s$ , em que  $Q_s$  é a força aplicada para penetração da manga de atrito e  $A_s$  a área da manga) e razão de atrito,  $R$  ( $R = 100 f / q_c$ ).

Os valores da resistência de ponta dos ensaios da Estação B variaram entre 0,4 e 25,5 MPa, estando os valores mais frequentes compreendidos entre 2 e 7 MPa, enquanto na Estação C (resíduos mais antigos) variaram entre 1,2 e 25,5 MPa e os valores mais frequentes situam-se entre 4 e 11 MPa, ou seja, são superiores aos da Estação B. Em termos de atrito lateral e em ambas as estações, pelo menos metade dos valores são inferiores a 0,1 MPa e a maior parte dos restantes situa-se entre 0,1 e 0,2 MPa. Os valores da razão de atrito da Estação B são, na sua maioria, inferiores a 4%, e na Estação C inferiores a 3%, apresentando esta estação uma percentagem mais significativa de valores inferiores a 1% (46% e 28%, respectivamente nas estações C e B).

A evolução da resistência de ponta e do atrito lateral com a profundidade, representada pelas rectas de melhor ajuste determinadas após desprezar os valores extremos (Figuras 5.22 e 5.23), mostram um

aumento de ambos os parâmetros com a profundidade, com gradientes variáveis entre 38 kPa/m e 284 kPa/m para a resistência de ponta e entre 2 e 24 kPa/m para o atrito lateral.

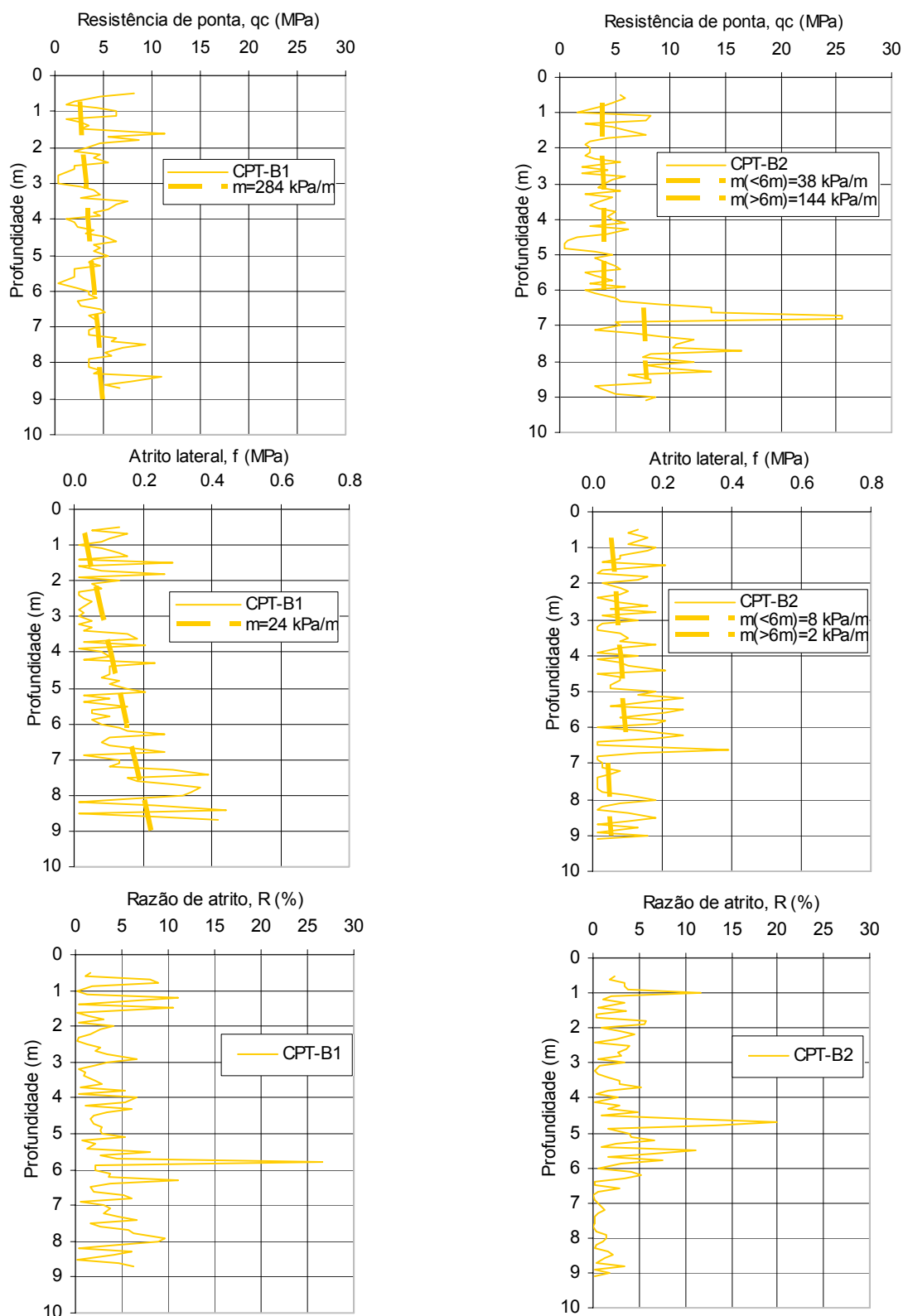


Figura 5.22 – Resultados dos ensaios de penetração estática, CPT, da Estação B.



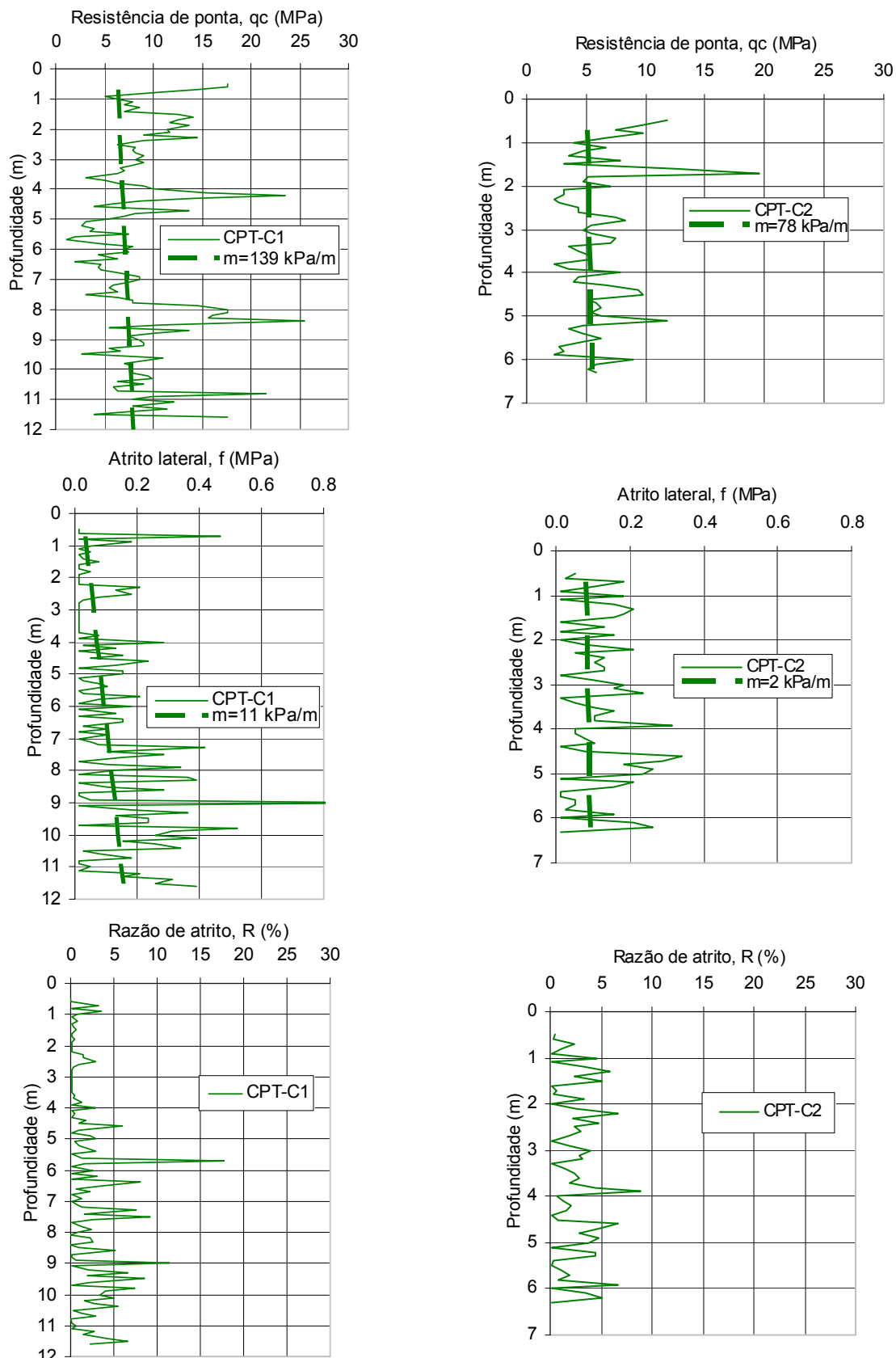


Figura 5.23 – Resultados dos ensaios de penetração estática, CPT, da Estação C.

Na Figura 5.24 apresentam-se os histogramas de frequência dos três parâmetros mencionados ( $q_c$ ,  $f$  e  $R$ ), a partir dos quais é possível verificar, tal como a partir dos ensaios SPT, que a maior parte dos RSU apresenta uma compacidade média a baixa.

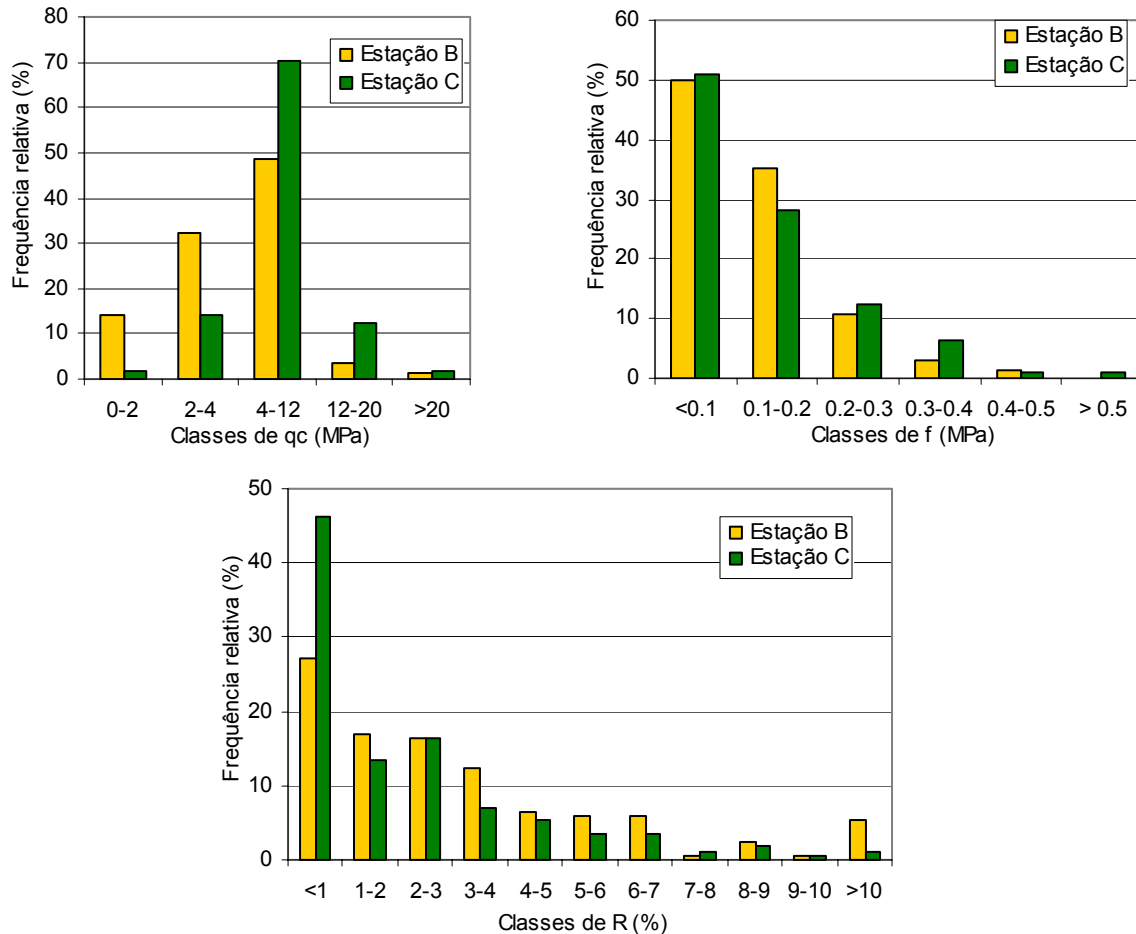


Figura 5.24 – Histogramas de frequência dos valores de  $q_c$ ,  $f$  e  $R$  (ensaios CPT).

Como resumo, destaca-se a grande variação de resultados (com picos de resistência de ponta e de atrito lateral resultantes da presença de elementos mais rígidos na massa de resíduos), e, em termos gerais, que os resíduos da Estação B, constituída por resíduos mais recentes, apresentam valores de resistência de ponta inferiores aos da Estação C, valores de atrito lateral idênticos ou ligeiramente inferiores e valores de razão de atrito da mesma ordem de grandeza ou um pouco superiores aos da Estação C.

Apesar de aplicabilidade discutível, a projecção dos valores mais frequentes no ábaco de Schmertmann (Figura 5.25) é concordante com a obtida por outros autores e leva a supor que o comportamento dos resíduos será mais equiparável a materiais granulares do que coesivos.

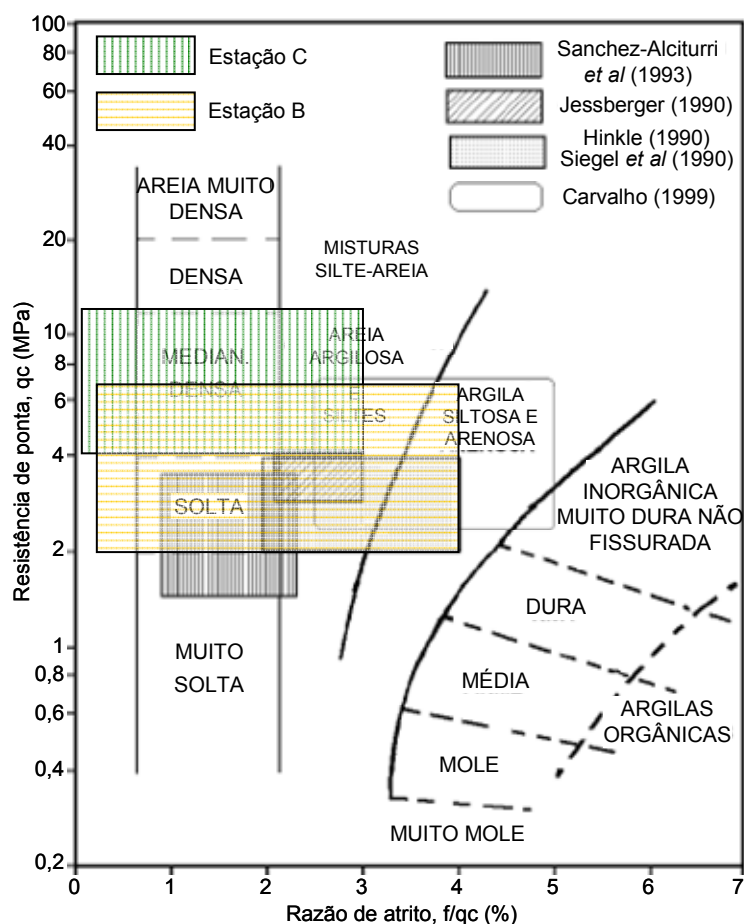


Figura 5.25 – Projecção dos valores de  $q_c$  e  $R$  no ábaco de Schmertmann (1978).

#### 5.2.4 Ensaios de Carga em Placa em Profundidade (“Screw Plate”)

O ensaio de carga em placa em profundidade, também designado por ensaio de compressão *in situ* ou “Screw Plate”, foi desenvolvido em 1953 na Noruega, com o objectivo de avaliar o módulo de deformabilidade de solos não coesivos soltos a medianamente compactos, onde a colheita de amostras intactas era difícil. Posteriormente, verificou-se que também era aplicável a solos coesivos moles. O equipamento de ensaio e os métodos de interpretação foram objecto de várias adaptações e melhorias nas décadas seguintes, em particular a partir dos anos 80, não só na Noruega, como também nos Estados Unidos, Canadá e Austrália (Strout, 2000a). De modo resumido, o ensaio consiste em aplicar uma carga (por patamares) a uma placa rígida de forma helicoidal e medir os assentamentos correspondentes, sendo os resultados apresentados em diagramas de assentamento-tensão aplicada e assentamento-tempo. A forma da placa permite ainda a perfuração dos solos até à profundidade de ensaio. Para tal, o equipamento dispõe de um sistema de varas duplas, em que as interiores permitem a aplicação da carga e as exteriores transmitem o movimento gerado por uma cabeça de rotação. Na Figura 5.26 apresenta-se um esquema geral e fotografias do equipamento.

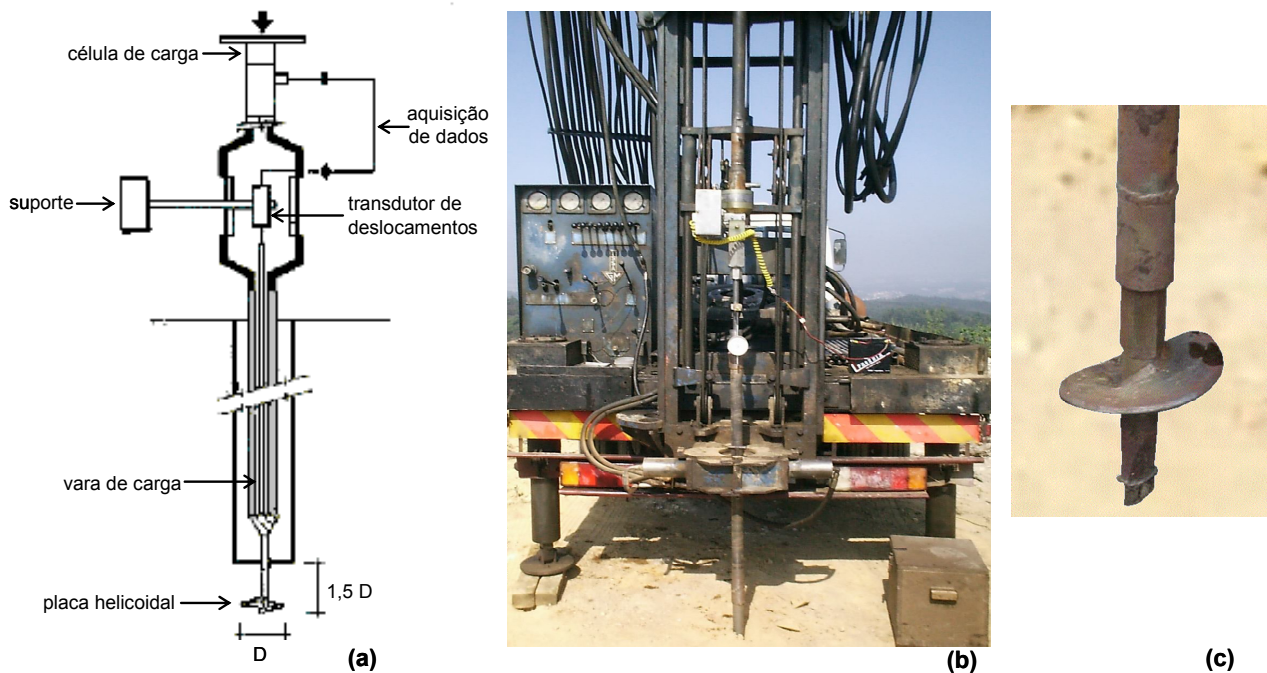


Figura 5.26 – Equipamento do ensaio de carga em placa em profundidade: (a) esquema geral, (b) aspecto geral do equipamento; (c) aspecto da placa.

No aterro de Sto Tirso realizaram-se 3 ensaios de carga em placa (com 17,5 cm de diâmetro e 6,34 cm de passo) em profundidade em cada uma das subestações B1, B2, C1 e C2. Devido à dificuldade em perfurar os resíduos com este equipamento, os ensaios foram realizados no interior de furos de sondagem, executadas especificamente para este efeito, a profundidades compreendidas entre os 2 e os 9 m. No Quadro 4.2 (§ 4.3.3) são indicadas as designações e as profundidades dos vários ensaios realizados e na Figura 5.27 os gráficos obtidos apenas em termos de assentamento-tensão aplicada, já que a duração de cada ensaio foi relativamente reduzida (a necessária para se obter algumas leituras consecutivas com valores estabilizados).

Os níveis de deformações atingidos nestes ensaios foram variáveis e, no geral, relativamente baixos para resíduos, situando-se aproximadamente entre 1% e 15% (considerando uma altura de resíduos igual a duas vezes o diâmetro da placa). Verifica-se ainda que, apesar de algumas das curvas apresentarem um comportamento relativamente linear até ao máximo da carga aplicada, a maioria parece evidenciar um aumento dos níveis de deformação quando sujeitos a tensões superiores a cerca de 200 kPa a 300 kPa, e algumas apresentam ainda uma certa concavidade na segunda parte da curva. Esta concavidade poderá estar associada a um aumento da área de contacto entre as partículas dos resíduos, devido à redução do índice de vazios e ao eventual colapso de alguns componentes, resultando numa provável redução das tensões nos contactos.

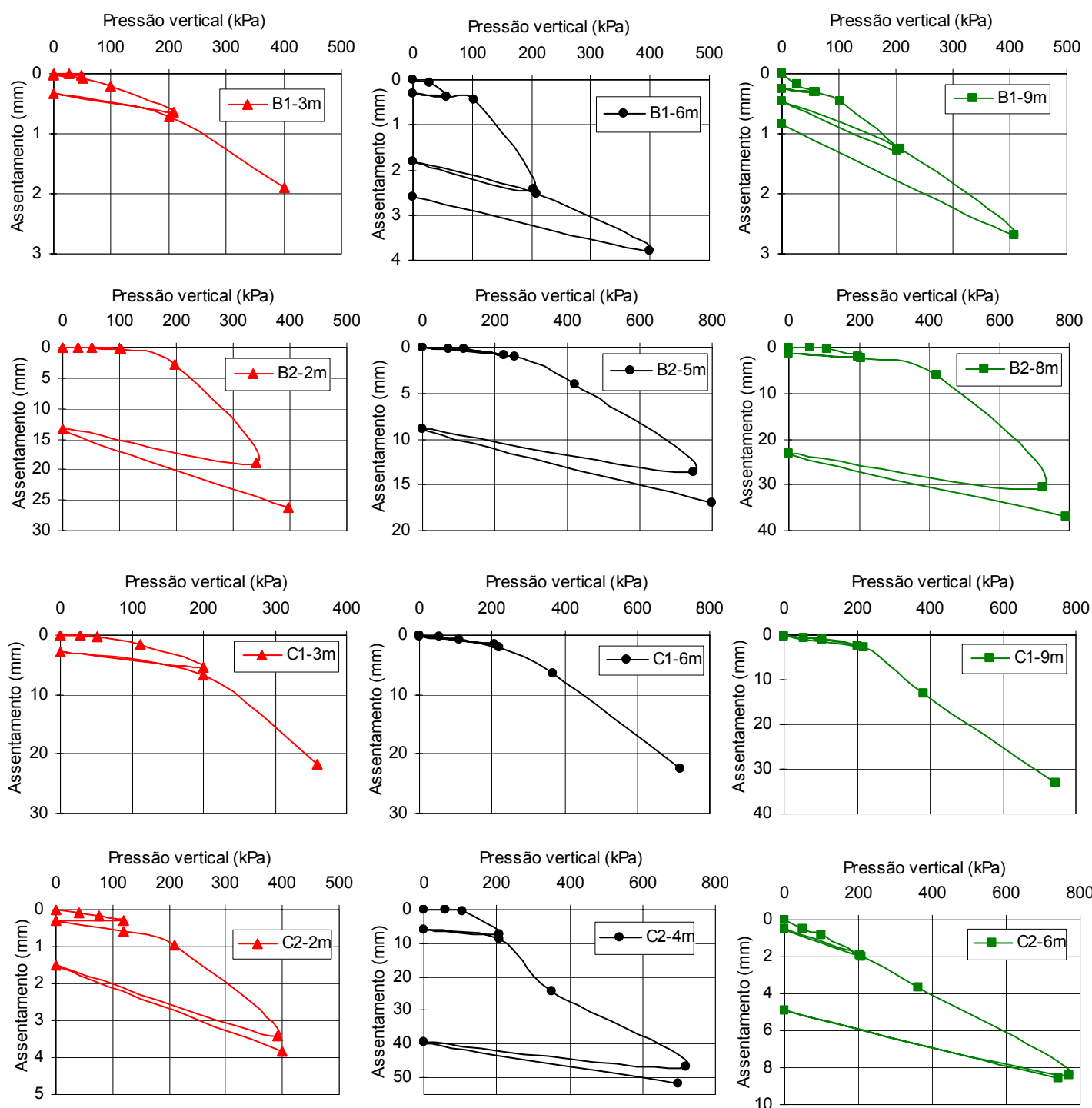


Figura 5.27 – Resultados dos ensaios de carga em placa em profundidade (Estações B e C).

As metodologias mais correntes de avaliação da deformabilidade de solos com base nestes ensaios (a partir do módulo de Young,  $E$ , ou do módulo de deformabilidade confinado,  $M$ ) são a Interpretação Internacional ou Elástica, a Interpretação Norueguesa e a Interpretação Elastoplástica (Strout, 1998, 2000a) e 2000b)), que a seguir se apresentam de forma resumida. Na Figura 5.28 apresenta-se a definição dos símbolos usados nas várias metodologias de interpretação.

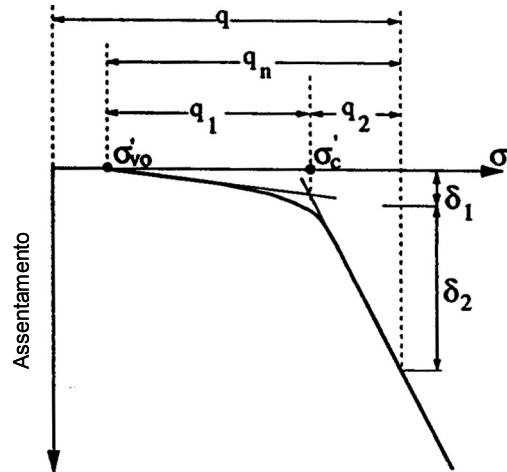


Figura 5.28 – Definição dos símbolos usados nas interpretações dos ensaios de carga em placa em profundidade (Dahlberg, 1974, *in* Strout, 2000b)).

#### Interpretação Internacional ou Elástica

Este modelo de interpretação baseia-se na teoria da elasticidade, pelo que parte da zona inicial da curva carga-assentamento, correspondente ao trecho de deformações elásticas, para determinar o módulo de Young,  $E$ . Partindo de modelos analíticos desenvolvidos para diferentes condições de ensaio, Selvadurai & Nicholas (1979, *in* Strout, 1998 e 2000a)) propõem a seguinte equação para determinação de  $E$ :

$$E = \lambda \cdot r \cdot \frac{q_1}{\delta_1} \quad (5.1)$$

Em que  $r$  é o raio da placa e  $\lambda$  é uma constante dependente do coeficiente Poisson,  $\nu$ , e das condições fronteira do ensaio (Equação 5.2). A partir da análise de inúmeros resultados de ensaios, Selvadurai & Nicholas (1979, *in* Strout, 2000a) propõem o uso de valores de  $\lambda$  entre 0,6 e 0,75 para carregamentos não drenados (com  $\nu = 0,5$ ) e Kay *et al* (1983, *in* Strout, 1998) o uso de 0,84 para carregamentos drenados.

$$\lambda = \frac{(1 + \nu) \cdot \sqrt{3 - 4\nu}}{2 \cdot \left[ 1 + \frac{(\log_e(3 - 4\nu))^2}{\pi^2} \right]} \quad (5.2)$$

#### Interpretação Norueguesa

A Interpretação Norueguesa considera que as deformações que ocorrem num cilindro de solo sob a placa se dão em condições edométricas (deformações laterais nulas). O módulo de deformabilidade confinado,  $M$ , é determinado a partir da curva carga-assentamento pela Equação 5.3. Nesta equação  $M$  é expresso em função das tensões efectivas, utilizando duas constantes do material: número de módulo,  $m$ , e expoente de tensão,  $a$  (Strout, 1998 e 2000a)).

$$M = m \cdot \sigma_a \cdot \left[ \frac{\sigma'}{\sigma_a} \right]^{1-a} \quad (5.3)$$

Em que  $\sigma_a$  é a tensão de referência (pressão atmosférica = 100 kPa),  $\sigma'$  é o aumento médio da tensão vertical efectiva em relação à tensão *in situ* (entre  $\sigma'_{v0}$  e  $\sigma'_{v0} + q_n$ , Figura 5.28),  $a$  é uma constante que descreve a dependência das tensões em função do tipo de solo ( $a = 0,5$  para areias), e  $m$  representa a rigidez relativa e pode ser calculado a partir da Equação (5.4).

$$m = S \cdot \frac{B \cdot q_n}{\delta \cdot \sigma_a} \quad (5.4)$$

Na Equação (5.4)  $S$  é o número de assentamento e representa a dependência do módulo confinado em relação à tensão,  $B$  é o diâmetro da placa, e  $\delta$  o assentamento correspondente a  $q_n (= \delta_1 + \delta_2)$ . Posteriormente, Aas (1983, *in* Strout, 1998) introduziu uma revisão ao valor de  $m$ , propondo, na Equação (5.3), o uso de  $B/2$  em vez de  $B$  e que o valor de  $q_n$  não exceda  $1,5 \sigma'_{v0}$ , de modo a minimizar a influência das deformações horizontais que ocorrem na zona de influência do ensaio. O valor de  $S$  pode ser determinado a partir do ábaco da Figura 5.29, definido para  $a = 0,5$  (areias), ou a partir de ábacos similares definidos para outros tipos de solos (expresso por outros valores do expoente  $a$ ).

O módulo de deformabilidade confinado,  $M$ , pode ser determinado para a tensão de referência indicada (pressão atmosférica = 100 kPa) ou para qualquer outra tensão considerada com interesse, substituindo-se, neste caso, na Equação (5.3)  $\sigma_a$  pelo valor pretendido de  $\sigma'_{ref}$ . A partir de  $M$  pode determinar-se o módulo de deformabilidade não confinado,  $E$ , através da Equação (5.5).

$$E = M \cdot \frac{(1 + \nu)(1 - 2\nu)}{(1 - \nu)} \quad (5.5)$$

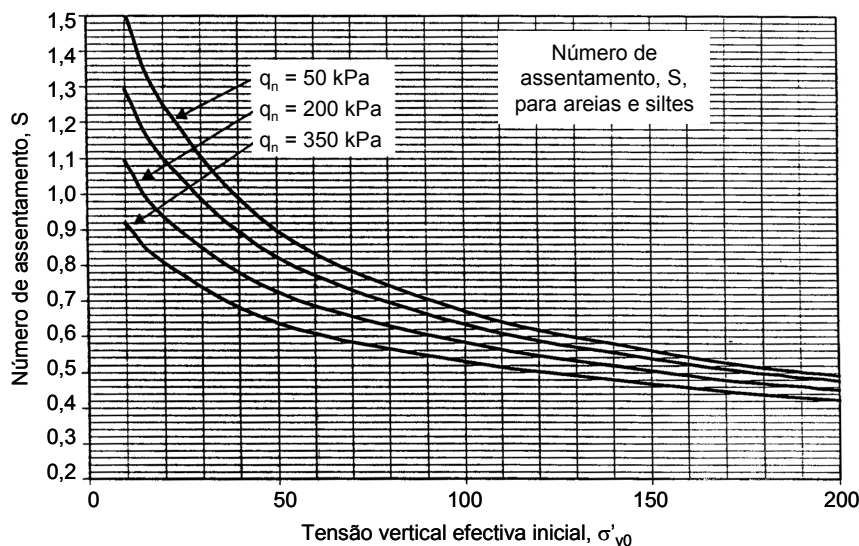


Figura 5.29 – Ábaco para determinação do valor de  $S$  (Strout, 2000b)).

#### Interpretação Elastoplástica

Para fazer face às perturbações devidas à instalação do equipamento, que se traduzem essencialmente na região inicial da curva carga-assentamento, esta proposta parte do trecho da curva correspondente a níveis

de carga mais elevados e considera as deformações ocorridas quer no regime elástico quer no regime plástico (Figura 5.28).

A partir da modelação por elementos finitos de ensaios (modelação essa aferida por comparação com resultados reais de ensaio), Strout (1998) elaborou uma série de ábacos de interpretação dos resultados (Figura 5.30), que incorporam gamas de valores alargados para os vários parâmetros do solo necessários à aplicação do modelo, e que permitem a determinação de  $E$  a partir dos valores de  $\sigma'_{v0}$  e de  $m$  (declive da segunda parte da curva, a partir de  $\delta_2$  e  $q_2$ ).

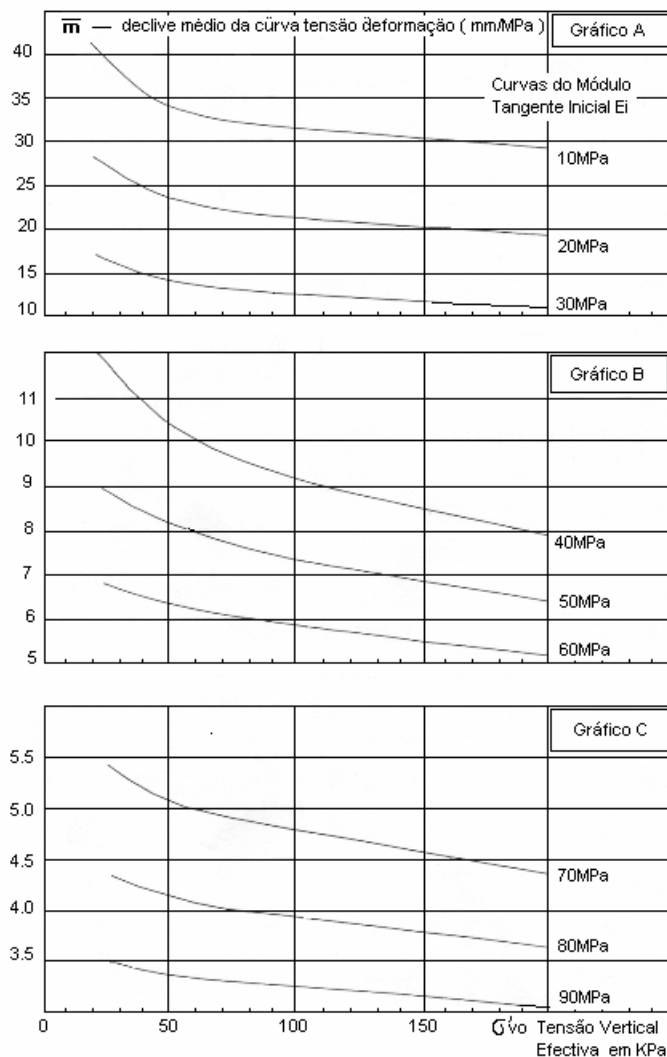


Figura 5.30 – Ábacos da Interpretação Elastoplástica (Strout, 2000b)).

Os valores de  $E$  determinados através destes ábacos estão associados a uma tensão de referência correspondente à tensão inicial *in situ* ( $\sigma'_{v0}$ ) acrescida do aumento médio da tensão ( $\overline{q_n}$ ) devido à carga transmitida pelo carregamento da placa na zona de influência do ensaio. O valor desta tensão de referência é usualmente expresso por:

$$\sigma'_{ref} = \sigma'_{v0} + 0,33 \cdot \overline{q_n} \quad (5.6)$$

em que



$$\overline{q_n} = \frac{(q - q_2) + q}{2} \quad (5.7)$$

As três metodologias apresentadas foram desenvolvidas para solos, desconhecendo-se na bibliografia referências à sua aplicação a resíduos. Apesar de a aplicação destas interpretações para materiais como os resíduos ser contestável, apresentam-se no Quadro 5.1 os valores de  $E$  obtidos para cada ensaio a partir das três metodologias de interpretação apresentadas e na Figura 5.31 a comparação dos respectivos valores, tendo-se, no caso da Interpretação Norueguesa considerado duas situações de modo a comparar os resultados obtidos:  $\sigma'_{ref} = \sigma_a$  e  $\sigma'_{ref}$  igual à usada na Interpretação Elastoplástica. A determinação dos valores de  $E$  a partir de  $M$  foram determinados considerando  $\nu = 0,25$  (§ 6.5.2) e os valores de  $\sigma'_{v0}$  associados a cada um dos ensaios foram determinados a partir do peso volúmico dos resíduos determinado a partir das sondagens e correspondente posição dos níveis de lixiviado.

Quadro 5.1 – Módulos de deformabilidade,  $E$ , a partir dos ensaios de carga em placa em profundidade (de acordo com as teorias de inter

Designação do Ensaio	Teorias de Interpretação					
	Internacional	Norueguesa			Elastoplástica	
		Tref = 100 kPa	Tref = Tref Elastopl.			
	E (MPa)	E (MPa)	E (MPa)	Tref (kPa)	E (MPa)	Tref (kPa)
ScP-B1-3	21	18.2	20	126	57	126
ScP-B1-6	9	5.7	6	98	22	98
ScP-B1-9	7	5.3	6	113	47	113
ScP-B2-2	33	27.9	29	112	< 10	112
ScP-B2-5	14	11.4	18	248	13	248
ScP-B2-8	4	2.7	4	261	< 10	261
ScP-C1-3	4	3.2	3	117	< 10	117
ScP-C1-6	7	3.6	5	200	4	200
ScP-C1-9	6	2.1	3	249	< 10	249
ScP-C2-2	15	11.2	12	115	33	115
ScP-C2-4	10	5.7	8	209	< 10	209
ScP-C2-6	6	3.0	5	241	32	241

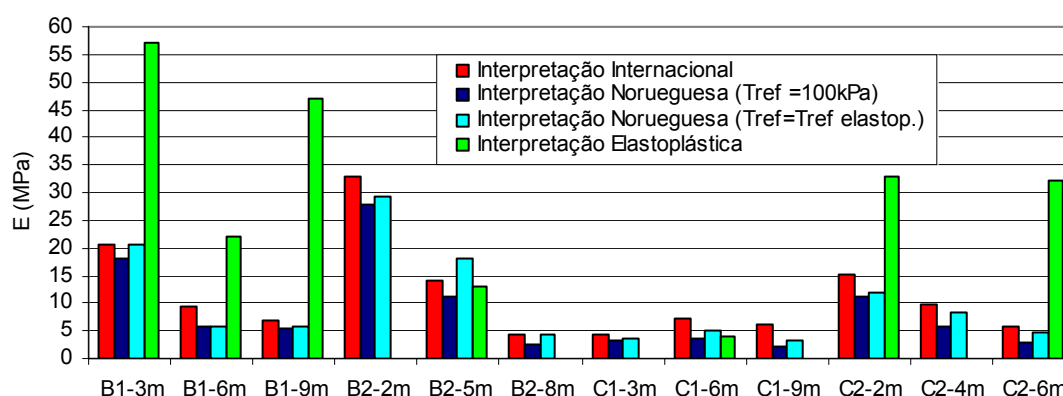


Figura 5.31 – Valores dos módulos de deformabilidade,  $E$ , obtidos a partir das várias interpretações do ensaio “screw plate”.

Os valores dos módulos de deformabilidade obtidos nem sempre dão resultados coerentes, em particular quando se aplica a Interpretação Elastoplástica. A determinação dos valores de  $E$  a partir desta metodologia

é pouco rigorosa, em consequência da dificuldade de determinar valores exactos a partir dos ábacos, e, frequentemente, do facto de os valores obtidos para o parâmetro  $m$  se situarem fora da gama de valores propostos nos respectivos ábacos, os quais foram desenvolvidos para materiais com módulos de deformabilidade superiores ao dos resíduos. Por outro lado, nos casos em que foi possível aplicar esta metodologia de interpretação, os valores obtidos parecem sobreavaliados, o que pode dever-se ao facto de os ábacos correspondentes terem sido desenvolvidos para materiais menos compressíveis do que os resíduos. Para melhor ilustrar o referido, apresentam-se na Figura 5.32 os valores de  $E$  determinados pela Interpretação Elastoplástica em função das respectivas tensões de referência, definidas de acordo com as Equações (5.6) e (5.7), e os valores obtidos pela Interpretação Norueguesa considerando para cada ensaio os mesmos valores de tensão de referência.

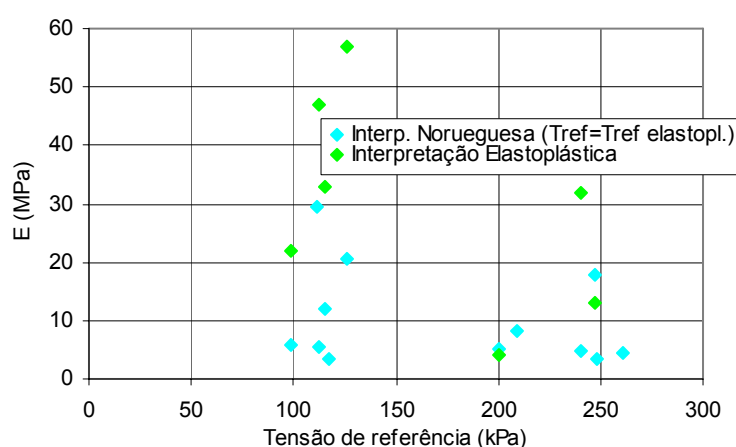


Figura 5.32 – Valores dos módulos de deformabilidade,  $E$ , obtidos pelas interpretações Norueguesa e Elastoplástica em função das tensões de referência.

Desprezando os valores determinados pela Interpretação Elastoplástica verifica-se que os módulos de deformabilidade definidos pela Interpretação Internacional são, na maioria, inferiores a 15 MPa (excepto para os ensaios B1-3m, B2-2m e C2-2m), enquanto os definidos pela interpretação Norueguesa ( $\sigma_{ref} = 100$  kPa) não ultrapassam a 5 MPa, ou seja, são inferiores aos determinados pela Interpretação Internacional (Figura 5.33).

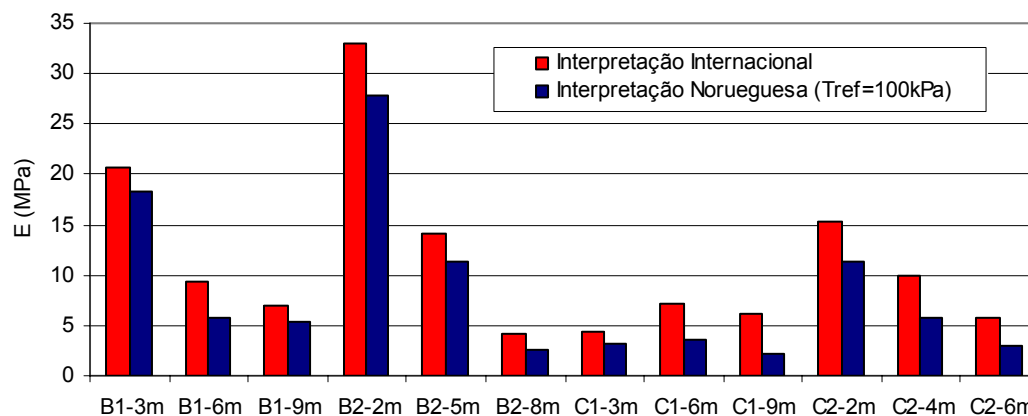


Figura 5.33 – Valores dos módulos de deformabilidade,  $E$ , obtidos pelas interpretações Norueguesa e Internacional.

Nas Figuras 5.34 apresentam-se, para cada estação (B e C), os valores de  $E$  obtidos pelas interpretações Internacional e Norueguesa em função da profundidade de ensaio e da tensão efectiva vertical *in situ*, respectivamente Figura 34a) e b). A análise destes gráficos demonstra que os valores de  $E$  mais elevados estão associados aos ensaios mais superficiais, ou seja, a menores tensões efectivas verticais e menores pesos volúmicos totais (§ 5.2.2), e que os ensaios da Estação B fornecem sempre módulos de deformabilidade ligeiramente superiores aos da Estação C, correspondente a resíduos mais antigos. O facto de os resíduos mais recentes (Estação B) e mais superficiais evidenciarem valores mais elevados, sugere uma diminuição dos módulos de deformabilidade com o avançar dos processos de decomposição, expressa quer pela maior idade dos resíduos da Estação C, quer pelo facto de os resíduos mais superficiais se encontram em estados de decomposição menos avançados.

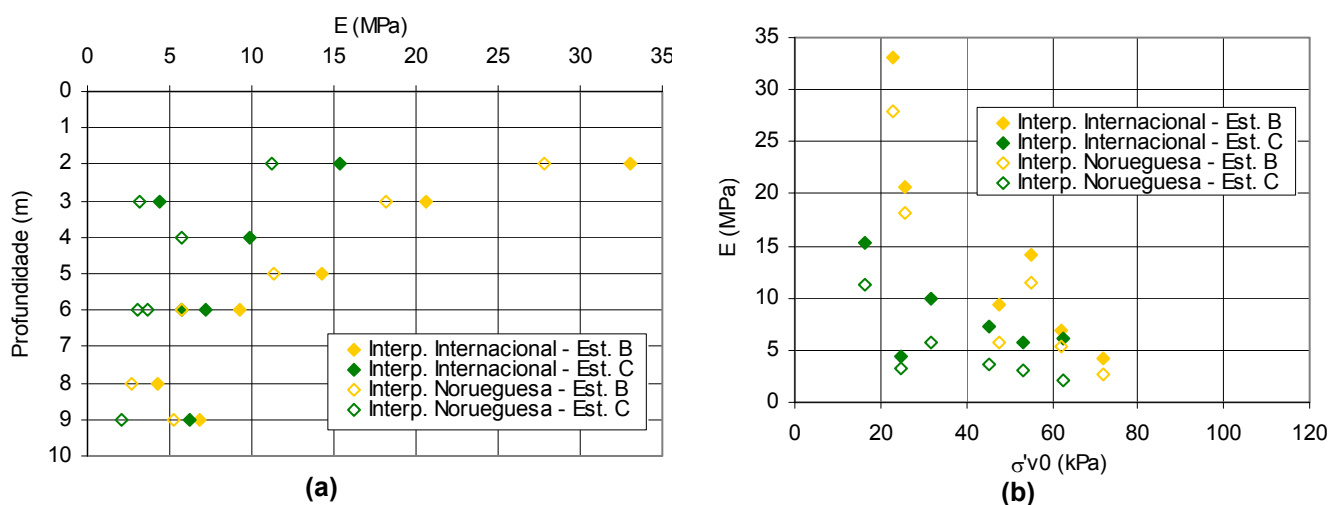


Figura 5.34 – Valores dos módulos de deformabilidade,  $E$ , obtidos pelas interpretações Norueguesa e Internacional em função da: (a) profundidade; (b) tensão efectiva vertical *in situ*.

### 5.3 ENSAIOS DE LABORATÓRIO

Sobre as amostras de grande (AM) e de pequena (Am) dimensão colhidas a partir das sondagens (Quadro 4.3) foram efectuados uma série de ensaios de laboratório com vista à caracterização física e mecânica dos resíduos de cada estação estudada.

Tendo em conta a heterogeneidade dos resíduos e a grande quantidade de material necessário para a realização dos vários ensaios, cada amostra AM colhida pesava várias dezenas de quilogramas (entre 80 e 170 Kg.) e continha, por vezes, alguns elementos de grande dimensão. Em consequência, foi necessário adoptar um procedimento de trabalho que permitisse o seu manuseamento e a sua preparação para a realização dos ensaios. Assim, após a separação dos resíduos em várias amostras (Quadro 4.3) e respectiva secagem ao ar (já que a secagem integral das amostras em estufa era inviável), as amostras foram acondicionadas e transportadas para laboratório, onde se procedeu à seguinte sequência de trabalhos:

- passagem da totalidade dos resíduos de cada amostra no peneiro com malha de 37,5 mm de forma a separá-los em duas fracções (maior e menor que 37,5 mm);

- análise granulométrica e classificação da fracção maior que 37,5 mm;
- homogeneização da fracção menor que 37,5 mm e esquartelamento, quando necessário, de forma a obter uma amostra com cerca de 25 a 30 Kg.;
- secagem a 60°C da fracção menor que 37,5 mm;
- análise granulométrica e classificação da fracção menor que 37,5 mm;
- homogeneização e acondicionamento da fracção menor que 37,5 mm para posterior realização de ensaios de determinação do peso volúmico das partículas sólidas e de caracterização mecânica (ensaio edométrico e triaxiais).

A dimensão de 37,5 mm, usada para subdividir os resíduos, foi definida em função da dimensão das câmaras dos ensaios triaxiais e edométricos, de modo a que a dimensão máxima das partículas correspondesse a cerca de 1/5 do diâmetro das câmaras. A secagem completa da fracção menor que 37,5 mm foi necessária para impedir a progressão dos processos de biodecomposição durante o tempo de acondicionamento dos resíduos, para além de facilitar a desagregação dos resíduos de menor dimensão (§ 5.3.1.2). Por fim, face à elevada dimensão das amostras e à morosidade da classificação manual e das análises granulométricas, em particular dos elementos de menor dimensão, procedeu-se à execução de alguns ensaios prévios com o objectivo de aferir o tamanho da amostra menor do que 37,5 mm e a sua representatividade. Assim, optou-se por, numa fase inicial, repetir a classificação e a análise granulométrica de três amostras, procedendo-se repetidamente ao esquartelamento da fracção menor que 37,5 mm de cada uma delas com o objectivo de se ir obtendo amostras sucessivamente de menor dimensão. Os resultados obtidos não evidenciaram diferenças significativas para as amostras com pesos superiores a cerca de 10 Kg., tendendo, para as amostras de menor dimensão, a subavaliar algumas das classes.

Aquando da colheita das amostras de grande dimensão, foram colhidas outras de menor dimensão, Am, para permitir a realização imediata dos ensaios de determinação do teor em água e, em seguida, do teor em matéria orgânica.

No final deste subcapítulo apresentam-se ainda os resultados das análises químicas, efectuadas sobre as amostras de lixiviado (AL).

### **5.3.1 Ensaios de Caracterização Física**

A caracterização física dos resíduos foi efectuada através da sua classificação, quanto ao tipo, forma e distribuição granulométrica, e da determinação do teor em água, teor em matéria orgânica e peso volúmico das partículas sólidas.

#### **5.3.1.1 Granulometria**

Conforme referido no § 1.4.3, a aplicação directa dos procedimentos das análises granulométricas em solos aos resíduos reveste-se de algumas dificuldades, nomeadamente relacionadas com a representatividade *versus* tamanho da amostra, com a forma das partículas que, na sua maioria, se afastam de um padrão

granular e com o elevado tamanho de algumas partículas. Para fazer face à elevada heterogeneidade dos resíduos é usual utilizarem-se amostras de grande dimensão (várias dezenas de quilogramas) e definir-se a dimensão equivalente das partículas a partir da abertura de peneiros através dos quais passam gravimetricamente. No caso das partículas de maior dimensão, a sua medição é feita manualmente ou de forma similar às de menor dimensão (passagem por peneiros) o que implica a construção de peneiros de grande dimensão, como foi o caso no presente trabalho. O resultado final são curvas granulométricas similares às obtidas nos solos.

A escolha do método de análise a adoptar, via seca ou via húmida, também suscita algumas dificuldades. Se por um lado é considerado que as análises por via húmida fornecem melhores resultados, já que garantem uma melhor desagregação das partículas, por outro lado, a execução de ensaios por via húmida com amostras de tão grande dimensão torna-se morosa e passível de perdas de material. Acresce ainda, que o método de preparação das amostras, em particular por secagem ao ar ou em estufa, também influencia os resultados obtidos.

Perante as dificuldades expostas decidiu-se, numa primeira fase dos trabalhos, realizar vários ensaios teste, utilizando diferentes tamanhos de amostras e procedimentos de análise, de forma a aferir a sua influência nos resultados obtidos. O procedimento adoptado para aferir o tamanho das amostras da fracção menor que 37,5 mm foi já indicado (§ 5.3.1) e os resultados obtidos (Figura 5.35) demonstram a representatividade das amostras utilizadas (com pesos da ordem dos 20 Kg. a 30 Kg.).

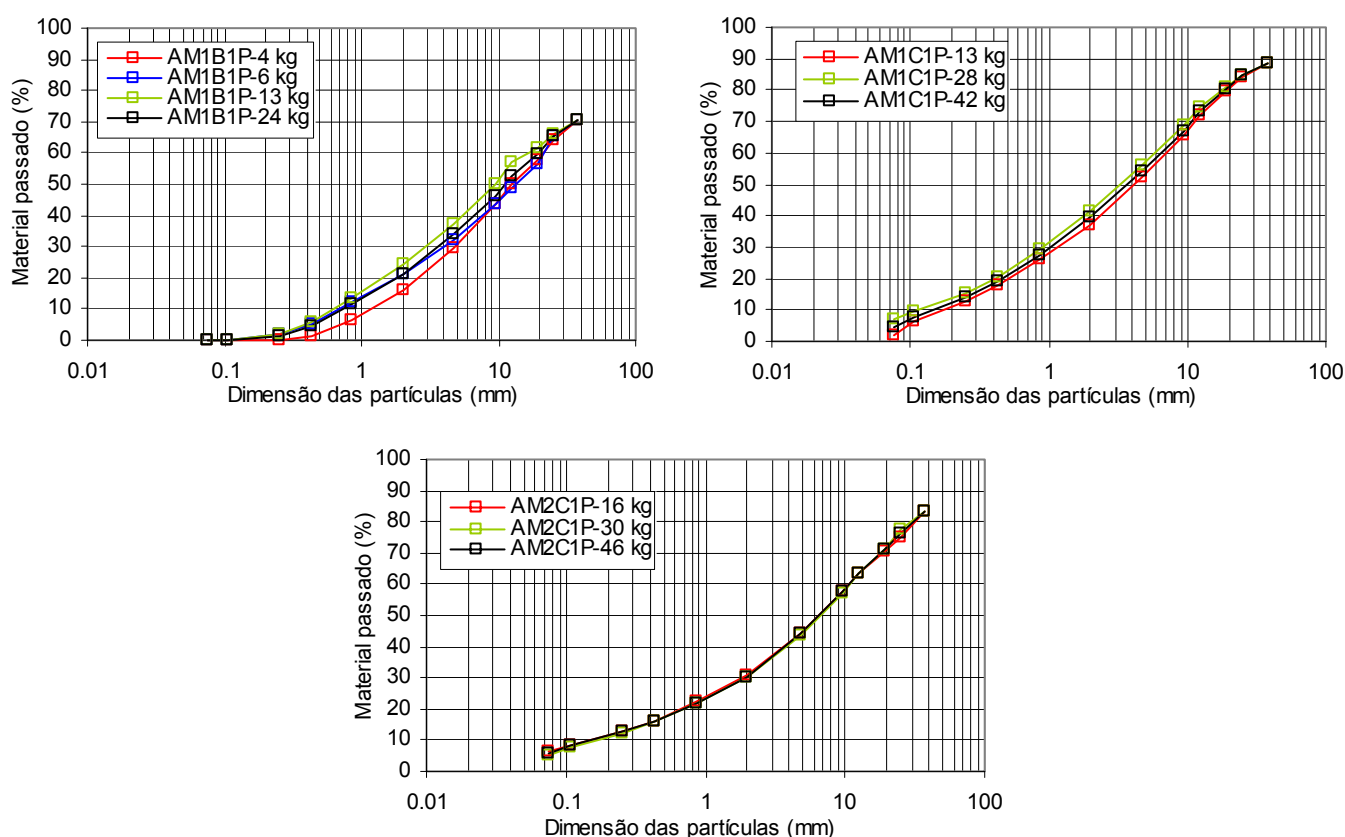


Figura 5.35 – Comparação dos resultados de análises granulométricas a partir de amostras de diferentes dimensões.

A análise da influência do método de ensaio foi efectuada através da divisão de uma amostra integral (fracções menor e maior que 37,5 mm) em três partes iguais, tendo cada parte sido ensaiada por diferentes metodologias: seca ao ar e peneiração por via seca; seca em estufa (60°C) e peneiração por via seca; seca ao ar e peneiração por via húmida. Os resultados obtidos não evidenciaram diferenças significativas para as fracções de maior dimensão (até cerca de 50 mm), verificando-se, para as menores dimensões, um aumento da quantidade de material passado em cada peneiro consoante se passa da secagem ao ar para a secagem em estufa e da peneiração por via seca para a peneiração por via húmida, o que resulta de uma melhor desagregação dos materiais com o aumento do grau de secagem e, naturalmente, ainda melhor na peneiração por via húmida (Figura 5.36).

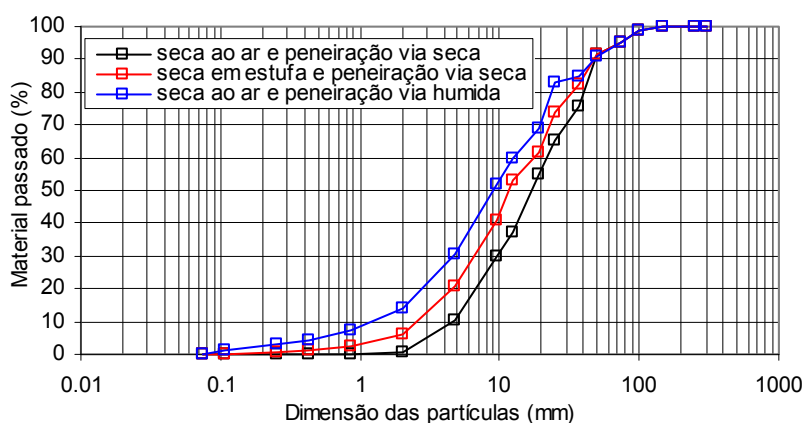


Figura 5.36 – Comparação dos resultados de análises granulométricas a partir de diferentes metodologias de ensaio e de preparação das amostras.

Face aos resultados obtidos, às dificuldades associadas a cada uma das metodologias e aos métodos mais utilizados nos resultados publicados (secagem ao ar ou em estufa e peneiração por via seca), optou-se, no presente trabalho, por proceder à secagem em estufa e à peneiração por via seca para a fracção de resíduos inferior a 37,5 mm e à secagem ao ar e peneiração por via seca para a fracção maior que 37,5mm.

O facto de se proceder a diferentes métodos de secagem para as fracções menor e maior que 37,5 mm introduz provavelmente um erro na apresentação dos resultados para a amostra inteira a partir dos pesos relativos de cada fracção, já que o peso da fracção maior que 37,5 mm poderia estar algo majorado devido à eventual presença de alguma humidade residual. Porém, este erro foi considerado desprezível em virtude de a fracção maior se encontrar aparentemente seca e ser constituída por materiais de grande dimensão e com reduzida capacidade de absorção de água (à excepção dos têxteis, os quais serviram para aferir o grau de secagem, isto é, os ensaios só se realizavam quando os têxteis estavam secos) e de esta fracção não entrar nos restantes ensaios de caracterização física e mecânica.

Na Figura 5.37 ilustra-se o aspecto de uma amostra de resíduos separada pelas várias granulometrias (< 50 mm) e na Figura 5.38 apresentam-se as curvas granulométricas das várias amostras ensaiadas, diferenciadas pela estação a que pertencem (A, B e C). Os resultados obtidos permitem verificar uma redução da dimensão das partículas consoante se passa da Estação A para a B e para a C (resíduos mais antigos), comportamento que se torna mais nítido através da análise da Figura 5.39, que representa a percentagem média de material passado em cada peneiro para cada estação estudada. No § 5.3.1.6

apresenta-se um quadro resumo com as quantidades de material passado em alguns dos peneiros para cada amostra ensaiada.



Figura 5.37 – Aspecto da divisão granulométrica de uma amostra.

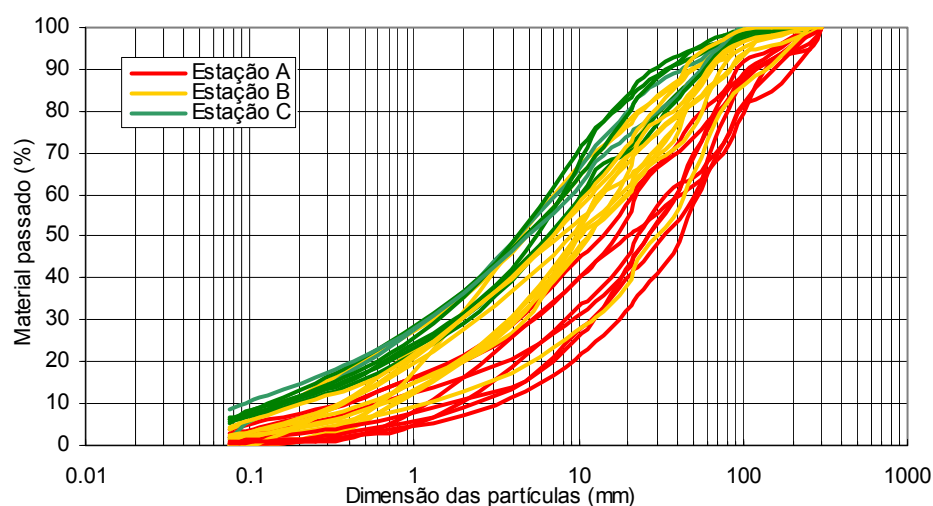


Figura 5.38 – Curvas granulométricas dos resíduos das estações A, B e C.

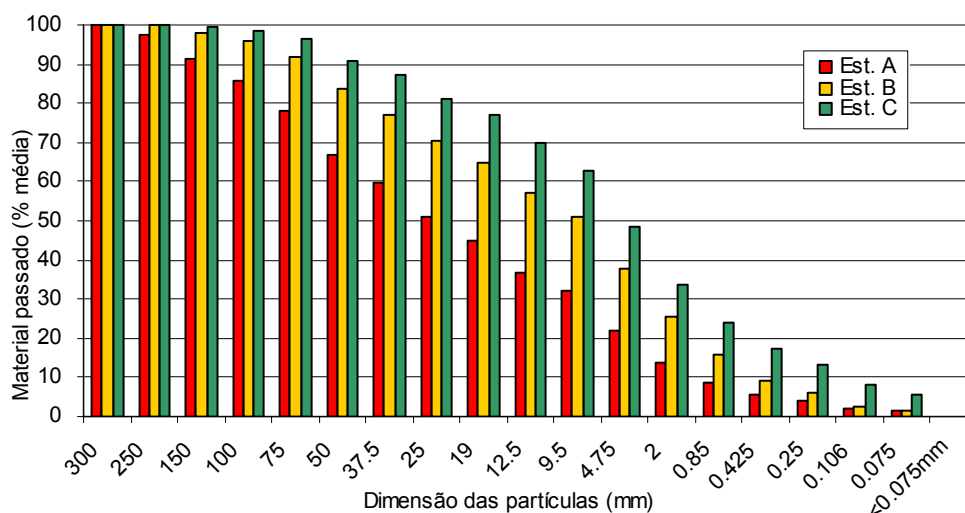


Figura 5.39 – Variação da percentagem média de material passado em função da proveniência das amostras (estações A, B e C).

Verifica-se também uma ligeira diminuição da granulometria com o aumento da profundidade. Na Figura 5.40 apresenta-se a curva granulométrica média das amostras colhidas à mesma profundidade em cada uma das estações estudadas.

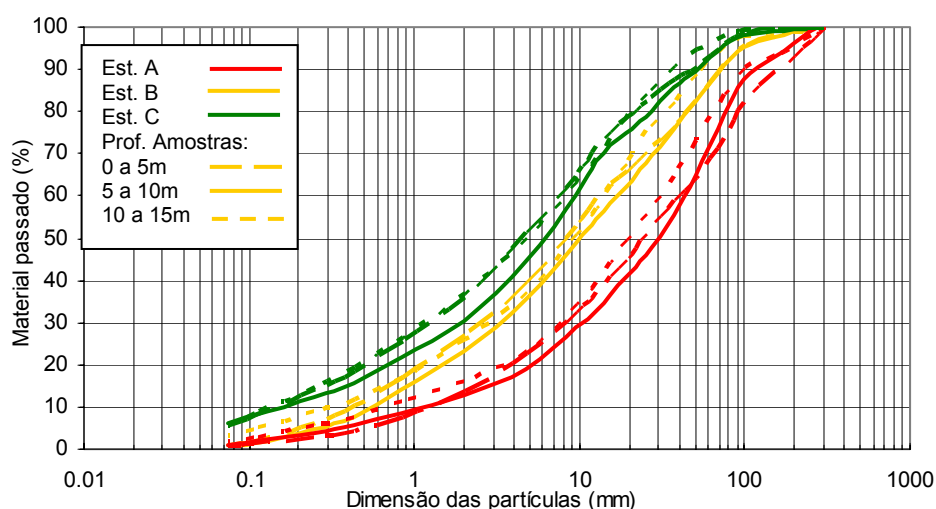


Figura 5.40 – Curva granulométrica média das amostras de cada estação em função da profundidade.

### 5.3.1.2 Classificação

Como referido no § 1.4.2 a classificação dos resíduos consiste em agrupar os vários materiais que os constituem em classes e/ou subclasses de materiais com características comportamentais similares, como por exemplo, materiais inertes, materiais muito deformáveis e materiais orgânicos (de lenta e de rápida biodegradabilidade). Para tal é necessário, através da análise visual dos resíduos, começar por os subdividir em função da sua composição e da sua forma, indicando o peso percentual relativo de cada classe considerada.

No § 4.2.2 apresentou-se a composição média dos resíduos do aterro sanitário de Santo Tirso, antes de serem depositados, realizada de acordo com as recomendações da ADEME (MODECOM™ - *Méthodes de caractérisation des ordures ménagères*; ADEME, 1993), verificando-se que as classes de resíduos predominantes correspondem, por ordem decrescente, a plásticos, têxteis, materiais finos e resíduos putrescíveis.

A aplicação desta metodologia a resíduos já depositados, ou seja, que se encontram em diferentes fases de decomposição, nem sempre é possível, já que se torna difícil diferenciar visualmente uma série de componentes. Deste modo, e tendo presente as propostas da ADEME, do U. S. Bureau of Solid Waste Mangement (BSWM) e de Kolsch (1995), (§ 1.4.2), agruparam-se os diferentes materiais constituintes de cada fracção granulométrica nas seguintes classes:

- separação por tipo ou composição – têxteis, plásticos duros, plásticos finos, metais, vidros, borracha, madeira, solos e pedras, papel e cartão, putrescíveis, e não identificáveis (fracção fina);
- separação por forma – granulares, achatados, folhas ou tiras, e fios ou tubos.



A classificação de cada amostra foi efectuada manualmente, de acordo com a sequência apresentada em § 5.3.1, ou seja, primeiro os materiais correspondentes às fracções maiores que 37,5 mm, seguida da classificação do material das fracções menores que 37,5 mm. Na Figura 5.41 ilustra-se o aspecto dos materiais de uma fracção granulométrica após separação segundo as classes indicadas. A partir dos pesos iniciais de cada fracção granulométrica e dos respectivos pesos relativos, definiu-se, para cada amostra, a percentagem relativa total de cada classe de resíduos indicada.



(a)



(b)

Figura 5.41 – Aspecto geral da classificação manual dos resíduos quanto: (a) ao tipo; (b) à forma.

As Figuras 5.42a) e 5.42b) ilustram os resultados médios obtidos para as amostras de cada estação, em termos de composição e forma dos resíduos, respectivamente, e no § 5.3.1.6 apresenta-se um quadro resumo com os dados da classificação das várias amostras AM. Os dados apresentados correspondem a um total de 27 amostras, das quais 8 provém da Estação A, 12 da Estação B e 7 da Estação C.

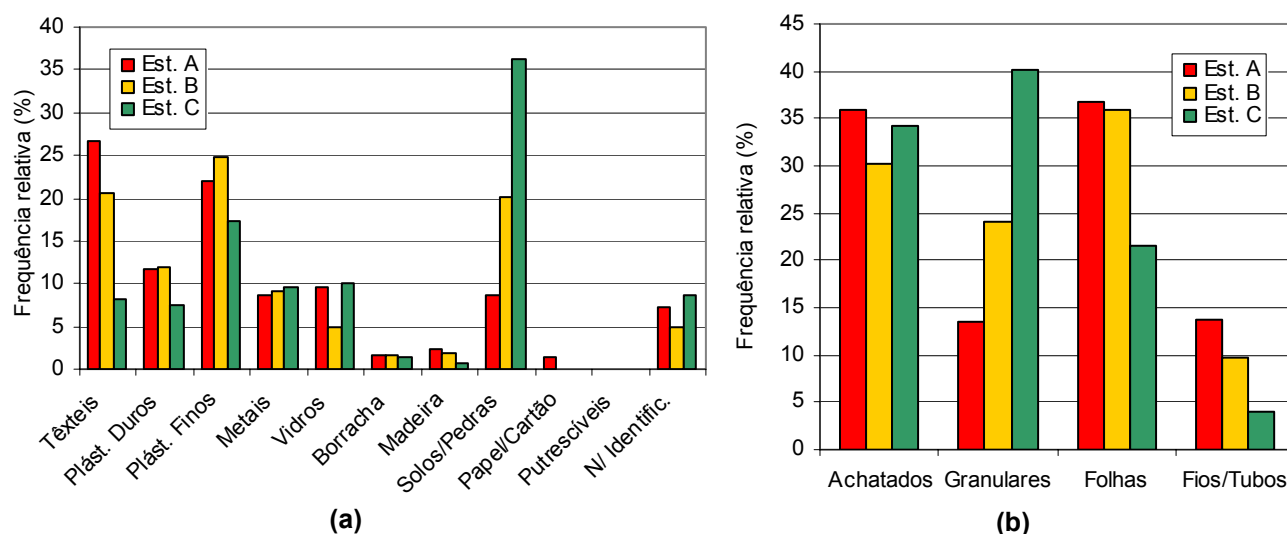


Figura 5.42 – Classificação dos resíduos amostrados: (a) quanto ao tipo; (b) quanto à forma.

Em termos de composição, destaca-se a presença de elevadas quantidades de têxteis nos resíduos mais recentes; com a idade observa-se a sua nítida diminuição, bem como o aumento da quantidade de solos/pedras. A quantidade de plásticos sofre uma redução apenas para os resíduos mais antigos (Estação C), enquanto, materiais como os vidros, metais ou borracha não apresentam diferenças significativas em função da proveniência das amostras. Relativamente à forma dos resíduos e sua evolução com o avançar da idade dos resíduos, verifica-se que os materiais achatados se mantêm relativamente constantes, os granulares tendem a aumentar significativamente e, realça-se, a diminuição nítida dos elementos tipo folha/tira e fio/tubo, os quais desempenham um papel fundamental no comportamento mecânico dos resíduos, já que constituem elementos de reforço da massa global dos resíduos.

A análise do tipo e forma dos constituintes identificáveis dos resíduos existente em cada fracção granulométrica (Figura 5.43) permitiu verificar o seguinte: as menores fracções granulométricas são constituídas essencialmente por vidros, solos e plásticos finos e as respectivas quantidades (em particular a dos solos) tendem a aumentar com o avançar da idade dos resíduos; os plásticos e os têxteis constituem a grande percentagem dos elementos de maior dimensão nos resíduos recentes e a sua dimensão tende a diminuir significativamente com a idade; os materiais granulares concentram-se essencialmente nas fracções de menor dimensão e a quantidade destes tende a aumentar nos resíduos mais antigos; as restantes formas (achatados, tiras e fios/tubos) existem em todas as granulometrias, verificando-se essencialmente a redução dos seus tamanhos máximos com o avançar da idade dos resíduos.

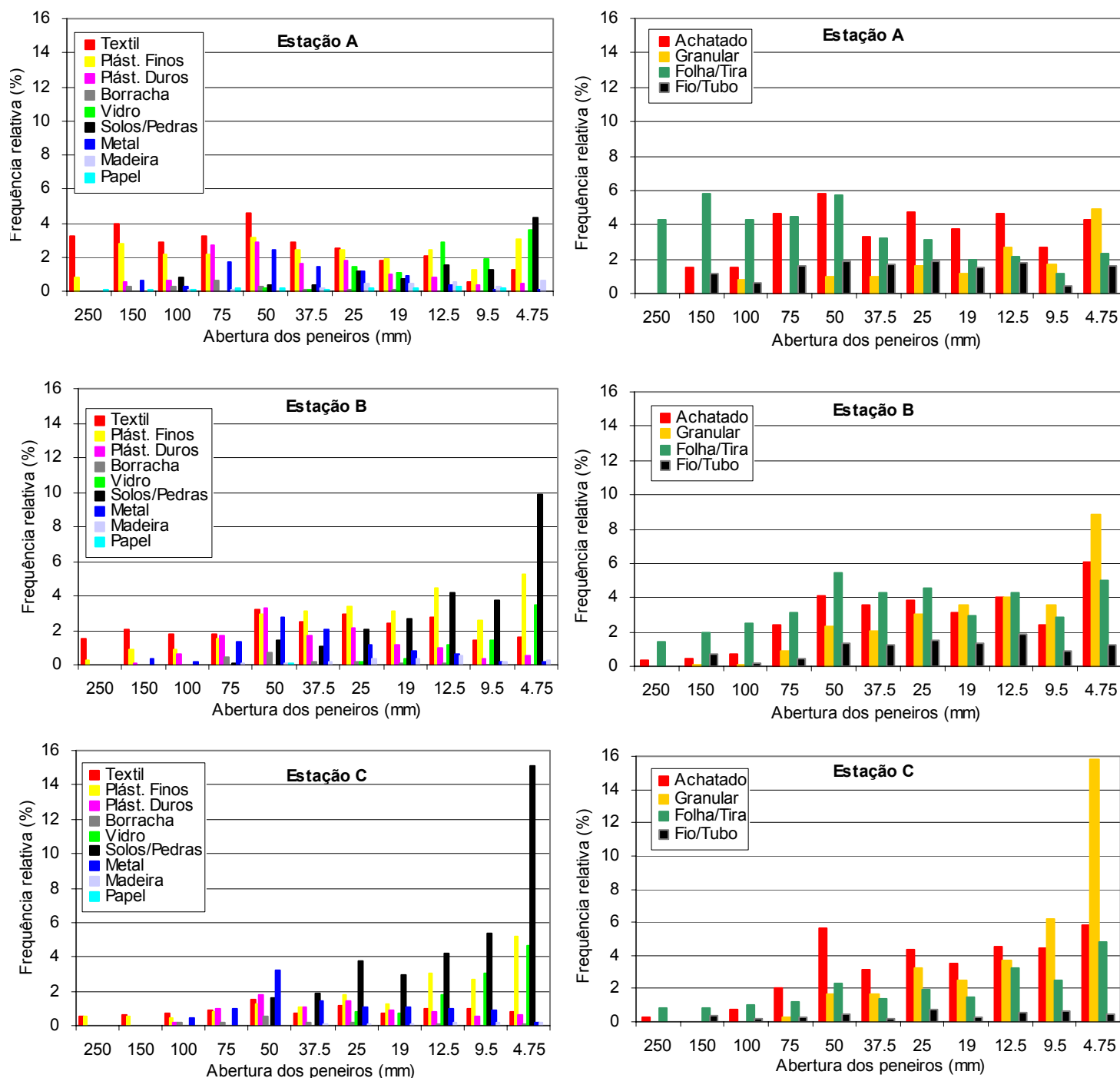


Figura 5.43 – Distribuição dos tipos e formas dos constituintes dos resíduos por fracção granulométrica.

### 5.3.1.3 Peso volúmico das partículas sólidas

O peso volúmico das partículas sólidas de cada amostra AM foi determinado de acordo com os procedimentos usuais em solos (ASTM D854), alterando-se apenas a quantidade de material a usar em cada ensaio de modo a assegurar a representatividade dos resíduos. Para cada ensaio foram usados cerca de 700 g. de resíduos de dimensão inferior a 37,5mm, obtidos por esquarteamento, e uma matraz de 3 L de capacidade devidamente calibrada.

Os valores obtidos variaram entre 17,95 e 22,56 kN/m<sup>3</sup>, estando o menor valor associado à amostra AM1-A2I<sub>2</sub> da Estação A e o maior à amostra AM2-C1P da Estação C. Nas Figuras 5.44a) e 5.44b) apresentam-se, respectivamente, os resultados obtidos nas amostras provenientes de cada estação, em função da respectiva profundidade média de colheita, e a comparação dos valores mínimos, médios e máximos obtidos em cada estação estudada. O resumo dos valores dos pesos volúnicos das partículas sólidas de cada amostra (AM) é apresentado no § 5.3.1.6.

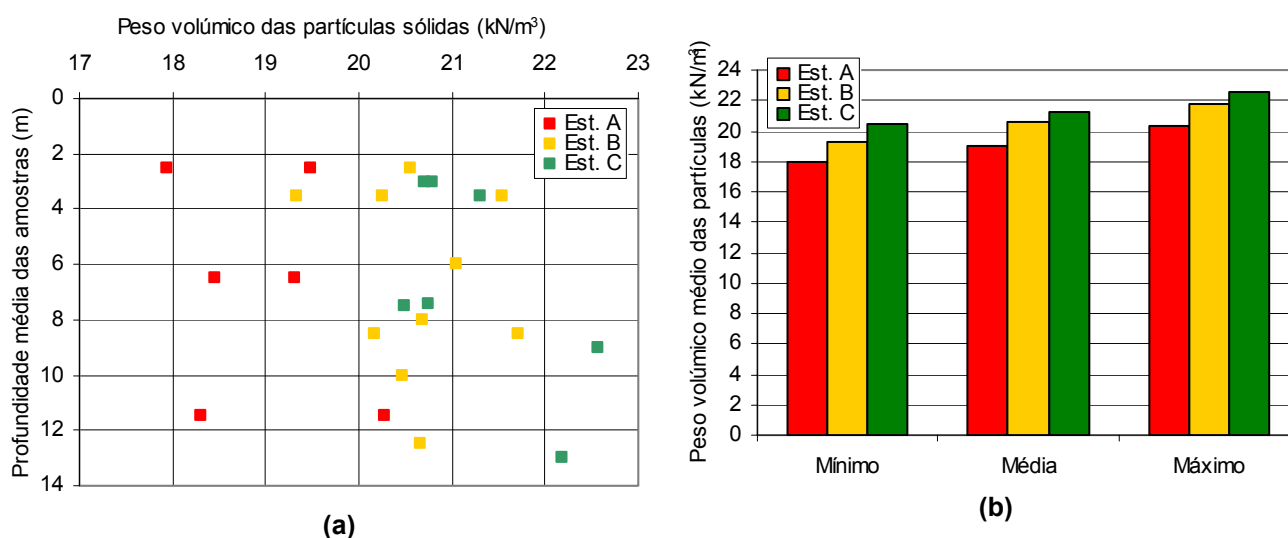


Figura 5.44 – Peso volúmico das partículas sólidas das amostras AM: (a) em função da profundidade média das amostras; (b) valores mínimos, médios e máximos.

Os valores obtidos demonstram uma tendência de aumento dos pesos volúnicos das partículas sólidas com o aumento da profundidade e da idade dos resíduos, sendo os valores médios de cada estação, respectivamente, de 18,97, 20,64 e 21,26 kN/m<sup>3</sup> para as estações A, B e C.

#### 5.3.1.4 Teor em água

A determinação do teor em água dos resíduos foi efectuada logo após a colheita das amostras Am (§ 4.3.4), através dos procedimentos usuais em solos orgânicos (ASTM D2974), apenas com uma alteração, resultante da heterogeneidade dos resíduos, que foi a utilização de amostras com cerca de 1000 g.

Para analisar a influência da temperatura de secagem e garantir que esta não induzia perda de materiais voláteis (§ 1.4.4) fizeram-se alguns ensaios preliminares em que se compararam os resultados obtidos em partes da mesma amostra secas a 105°C, 90°C e 60°C, e através da secagem da mesma amostra mas por patamares de temperatura (desde 60° até 105°C). Os resultados obtidos não evidenciaram diferenças significativas, a não ser no tempo necessário à estabilização dos pesos secos que, naturalmente, eram maiores para as menores temperaturas de ensaio. Apesar de não se terem registado diferenças significativas, optou-se por realizar todos os ensaios com uma temperatura de 60°C.

Os resultados obtidos para cada estação são apresentados na Figura 5.45a), em função da profundidade de colheita das amostras, e expressos em relação ao peso seco da amostra (Wd). Apesar da dispersão de resultados, parece haver uma tendência para o aumento dos valores de teor em água com o aumento da

profundidade, até cerca dos 8 a 10 m de profundidade, sugerindo que, para profundidades superiores, os valores tendem a manter-se constantes ou até a diminuírem. Os coeficientes de correlação obtidos são, naturalmente, muito baixos, mesmo desprezando alguns dos valores mais extremos. Com base na profundidade de colheita das amostras e na descrição qualitativa do grau de humidade dos resíduos, efectuada aquando da recolha das amostras a partir das sondagens (Figuras 5.2 a 5.14) e da abertura da vala para determinação do peso volúmico total *in situ*, agruparam-se os teores em água obtidos em 4 classes (correspondentes às usadas na descrição qualitativa das amostras): totalidade, RSU saturados, RSU húmidos, e RSU secos. Para cada classe determinou-se o respectivo teor em água médio (Figura 5.45b)), verificando-se, em qualquer dos casos, que os valores da Estação A são superiores aos da Estação B, e estes superiores aos da Estação C.

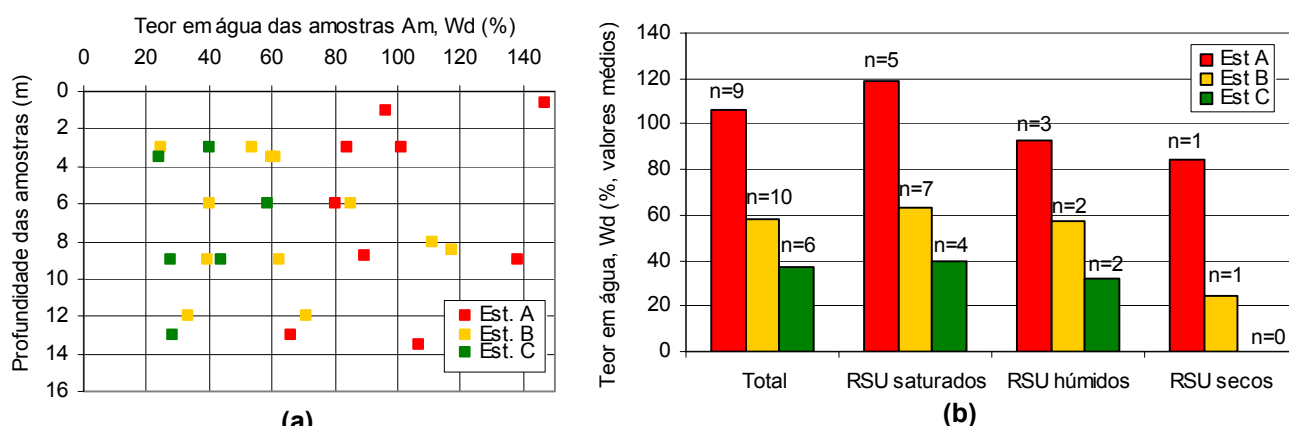


Figura 5.45 – Teor em água dos resíduos de cada estação: (a) em função da profundidade de colheita das amostras (Am); (b) em função da descrição qualitativa do grau de humidade dos resíduos.

Partindo dos registos de precipitação diária do INAG para a zona onde se insere o aterro sanitário de Sto Tirso (estações meteorológicas de Castelões e Lordelo, <http://snig.igeo.pt.>) determinaram-se os valores da precipitação mensal correspondente ao mês anterior ao da colheita das amostras. Estes valores foram comparados com os teores em água das amostras, com o objectivo de verificar se existiria alguma correlação entre estes dois parâmetros. Estes dados são apresentados, para cada estação, na Figura 5.46, e, com excepção das amostras da Estação C, em que os valores de teor em água mais elevados correspondem a épocas de maior pluviosidade, não é possível concluir da existência de uma relação directa entre estes dois parâmetros.

Apesar do exposto, salienta-se que a avaliação de eventuais relações entre os valores de teor em água e a profundidade de colheita das amostras ou os níveis de precipitação registados, implicaria uma maior quantidade de dados por forma a permitir a realização de análises mais consistentes.

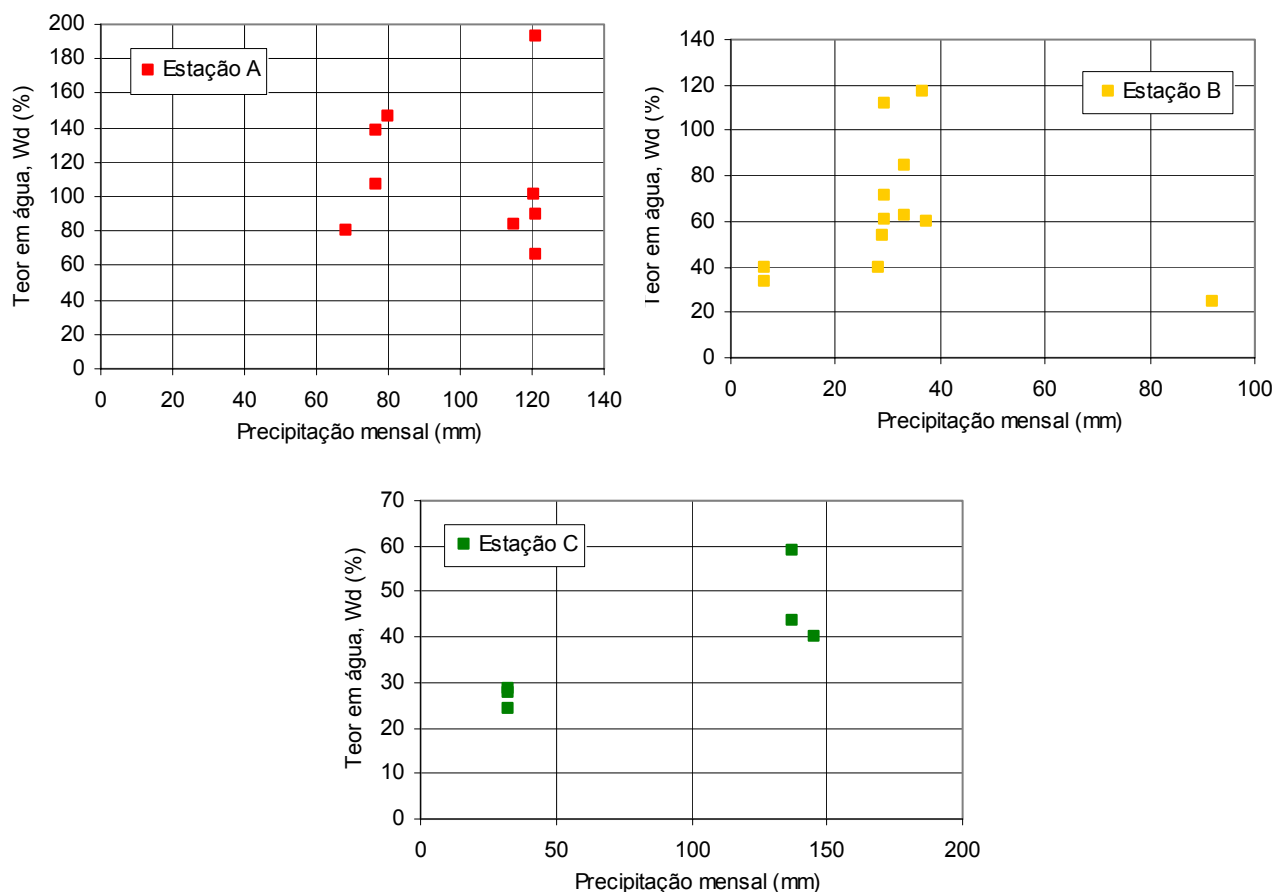


Figura 5.46 – Comparação entre os valores de teor em água em função da profundidade de colheita das amostras e do teor em água em função da precipitação média no mês anterior à colheita das amostras.

No Quadro 5.3 (§ 5.3.1.6) apresentam-se os valores dos teores em água das amostras de grande dimensão, AM, considerados iguais aos valores médios dos teores em água determinados para as amostras de pequena dimensão, Am, correspondentes às mesmas profundidades.

### 5.3.1.5 Teor em matéria orgânica

No § 1.4.5 são indicados alguns métodos de determinação do teor de matéria orgânica e referido que a maior parte dos valores publicados, associados à caracterização geotécnica dos resíduos, se referem à determinação do teor de matéria orgânica total determinado por combustão à temperatura controlada de  $550 \pm 50^\circ\text{C}$ . Todavia, tendo presente o comportamento geotécnico dos resíduos e as respectivas diferenças de contribuição dos materiais orgânicos de fácil biodegradabilidade e dos restantes materiais orgânicos, considerou-se fundamental tentar diferenciar a matéria orgânica total da de fácil/média biodegradabilidade.

A matéria orgânica degradável é frequentemente associada à matéria oxidável dos resíduos (Brauer *et al.*, 2005, § 1.4.5), existindo vários métodos de análise química propostos para proceder à sua oxidação por via húmida, através da acção de agentes oxidantes fortes, em que os mais relevantes são o dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ), o hipoclorito de sódio ( $\text{NaOCl}$ ), o permanganato de potássio ( $\text{KMnO}_4$ ), e o peróxido de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ). Apesar destes métodos serem propostos para o mesmo fim, o poder oxidante desenvolvido por cada um deles é distinto, o que lhes confere diferentes capacidades de destruição da

matéria orgânica (§ 1.4.5). Os métodos baseados nos três primeiros agentes oxidantes são habitualmente propostos para serem executados sobre a fracção líquida dos resíduos (lixiviado ou eluato), enquanto o método que utiliza o peróxido de hidrogénio é indicado para destruir a matéria orgânica da fracção sólida ou líquida.

Com o objectivo de se quantificar a matéria orgânica degradável dos resíduos provenientes do aterro sanitário de Sto Tirso tentou-se, numa fase inicial dos trabalhos, proceder à determinação do teor em matéria orgânica degradável a partir de amostras de lixiviado, usando o método de oxidação por dicromato de potássio. Contudo, a aplicação deste método evidenciou algumas dificuldades associadas à identificação das mudanças de cor das soluções, devido à cor negra característica dos lixiviados, o que, para ser conseguido, implicava uma grande diluição da amostra inicial. Assim, optou-se por proceder à quantificação da matéria orgânica oxidável através do método de oxidação por peróxido de hidrogénio, à semelhança do executado para solos orgânicos, tendo-se para tal partido da metodologia proposta na norma da ex-JAE (S.9-53) para solos orgânicos. Em paralelo procedeu-se à determinação da matéria orgânica total, por combustão a altas temperaturas, em mufla, de acordo com a norma da ASTM para solos orgânicos (ASTM D2974).

A avaliação do teor em matéria orgânica através dos três métodos ensaiados conduziram a resultados diferentes, verificando-se uma diminuição dos valores consoante a determinação é feita por combustão a altas temperaturas, por ataque com peróxido de hidrogénio ou por ataque com dicromato de potássio. Na verdade, o primeiro método conduz a valores sobreavaliados, já que o teor determinado exprime a quantidade total de matéria orgânica (incluindo desde a de muito lenta a muito rápida biodegradabilidade), bem como uma eventual interferência da decomposição de sais de carbonato e de oxalato. Por outro lado, o método do peróxido de hidrogénio origina valores intermédios, enquanto o método do dicromato de potássio, com menor capacidade oxidante do que o anterior, conduz a menores valores, eventualmente mais representativos da matéria orgânica facilmente biodegradável.

A determinação do teor em matéria orgânica total e degradável dos resíduos, pelos dois métodos mencionados (calcinação a 550 °C e peróxido de hidrogénio), foi efectuada sobre as amostras Am (§ 4.3.4) que previamente tinham sido secas a 60°C para determinação dos respectivos teores em água. Na Figura 5.36a) apresentam-se os resultados obtidos para cada estação em função da profundidade média de colheita das amostras e na Figura 5.36b) os respectivos valores médios. A análise destes gráficos demonstra uma diminuição dos dois tipos de matéria orgânica com o avançar da idade e com o aumento da profundidade dos resíduos, e também como seria de esperar, que os teores em matéria orgânica total são substancialmente superiores aos da matéria orgânica oxidável (em média, cerca de 6 vezes para a Estação A, de 8 vezes para a Estação B e de 9 vezes para a Estação C).



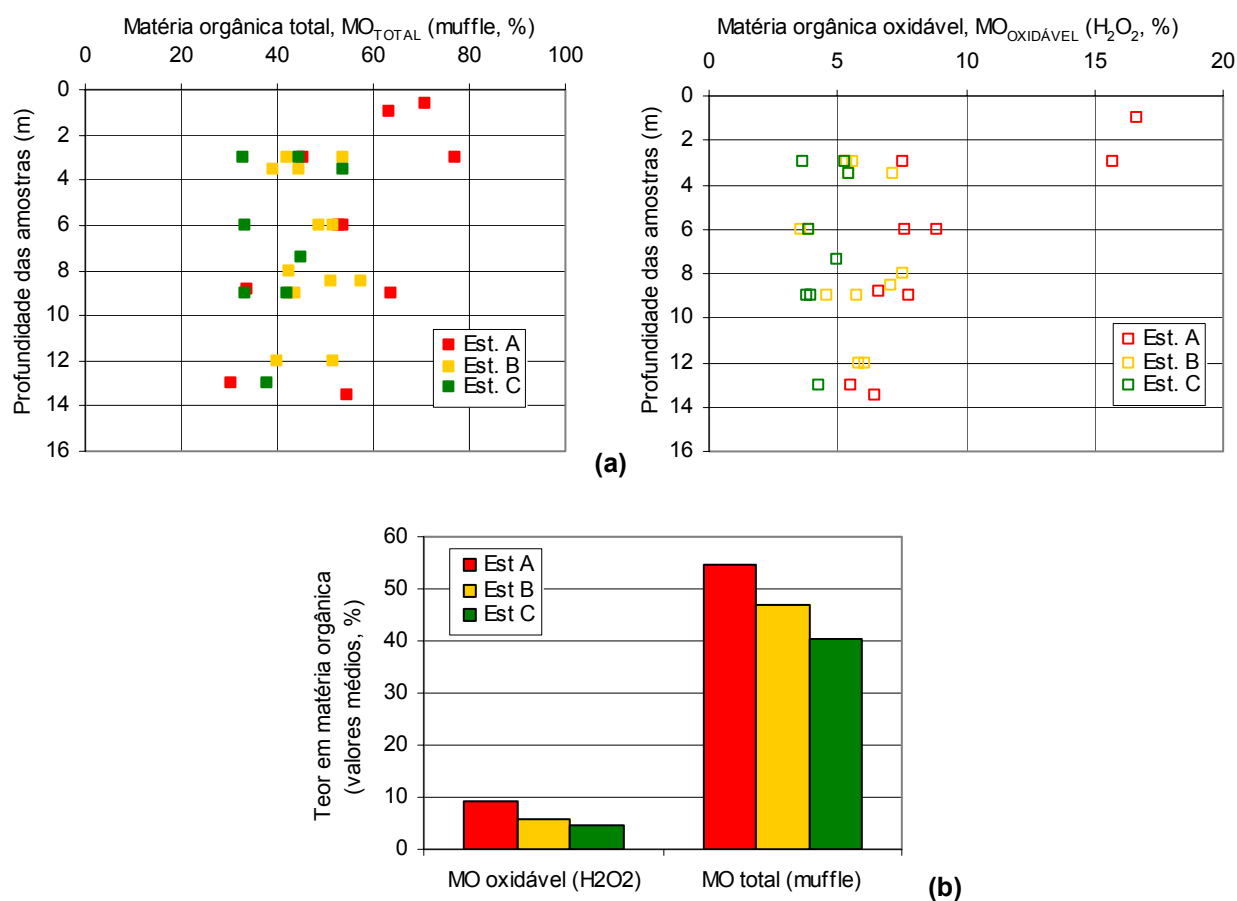


Figura 5.47 – Teor em matéria orgânica dos resíduos de cada estação: (a) total e oxidável em função da profundidade de colheita das amostras (Am); (b) valores médios.

No Quadro 5.3 (§ 5.3.1.6) apresentam-se os teores em matéria orgânica total e degradável das amostra de grande dimensão, AM, considerados iguais aos valores médios dos respectivos teores em matéria orgânica determinados para as amostras de pequena dimensão, Am, correspondentes às mesmas profundidades.

### 5.3.1.6 Resumo dos resultados dos ensaios de caracterização física

Para facilitar a leitura dos resultados obtidos nos ensaios de caracterização física dos resíduos amostrados (AM), apresenta-se nos Quadros 5.2 e 5.3 um resumo dos resultados obtidos em termos da classificação e restantes parâmetros físicos determinados.



Quadro 5.2 – Resumo dos resultados da classificação das amostras de resíduos (AM).

Estação	Designação das amostras (AM)	Prof. de colheita (m)	Classificação dos resíduos														
			Tipo (%)											Forma (%)			
			Têxtil	Plástico duro	Plástico fino	Metal	Vidro	Borracha	Madeira	Solo/pedra	Papel/cartão	Putrescível	Não identificável	Granular	Achatado	Folha	Fio/tubo
Estação A	AM1	0 a 1.2	15.1	13.6	17.0	9.4	18.6	5.8	4.0	16.5	0.0	0.0	0.0	51.2	17.3	29.0	2.4
	AM2	0 a 1	15.6	13.6	10.5	12.8	17.5	4.3	5.4	6.3	11.1	0.0	2.8	56.1	10.5	25.1	8.4
	AM1-A3I <sub>2</sub>	1 a 4	37.1	11.6	20.7	8.8	7.4	0.3	2.3	4.3	0.0	0.0	7.4	31.0	13.4	32.2	23.4
	AM2-A3I <sub>2</sub>	4 a 9	28.2	11.4	24.6	7.8	8.8	0.5	1.0	11.8	0.0	0.0	6.1	30.0	14.3	38.1	17.5
	AM3-A3I <sub>2</sub>	9 a 14	32.4	10.8	26.7	8.8	7.4	0.2	2.0	3.1	0.0	0.0	8.5	29.0	10.1	47.7	13.2
	AM1-A4I <sub>2</sub>	1 a 4	27.0	11.5	26.1	7.4	4.8	0.6	1.6	8.9	0.0	0.0	12.2	29.8	10.8	46.3	13.1
	AM2-A4I <sub>2</sub>	4 a 9	30.8	11.6	27.6	6.5	5.8	1.1	1.8	6.4	0.0	0.0	8.4	30.6	13.0	39.7	16.7
	AM3-A4I <sub>2</sub>	9 a 14	26.2	10.4	23.5	7.2	5.5	0.8	1.3	12.5	0.0	0.0	12.7	29.6	19.0	36.1	15.3
Estação B	AM1-B1P <sub>1</sub>	1 a 6	22.7	14.4	21.8	10.4	2.8	6.5	2.2	19.3	0.0	0.0	0.0	24.0	29.2	41.8	5.0
	AM2-B1P <sub>1</sub>	6 a 10	11.0	10.8	23.9	6.9	9.1	2.0	2.0	34.3	0.0	0.0	0.0	30.8	26.5	38.6	4.0
	AM1-B2P	1 a 6	19.7	11.3	40.3	6.2	1.3	1.7	0.4	19.1	0.1	0.0	0.0	17.7	26.1	49.1	7.1
	AM2-B2P	6 a 11	35.0	19.3	19.9	10.9	2.1	0.9	2.1	8.7	1.1	0.1	0.0	34.7	13.2	38.3	13.7
	AM1-B1I <sub>1</sub>	1 a 6	21.3	11.3	33.2	6.0	6.4	1.9	6.4	13.6	0.0	0.0	0.0	37.4	10.2	52.4	0.0
	AM2-B1I <sub>1</sub>	6 a 11	14.8	12.8	24.3	9.6	5.1	2.4	1.5	29.5	0.0	0.0	0.0	26.4	32.3	34.5	6.8
	AM1-B1I <sub>2</sub>	1 a 6	17.7	13.6	17.1	5.5	4.3	0.3	0.6	32.3	0.0	0.0	8.7	22.4	42.8	23.2	11.7
	AM2-B1I <sub>2</sub>	6 a 11	29.6	10.5	24.7	10.3	4.9	0.9	1.8	5.8	0.0	0.0	11.5	34.5	11.0	30.7	23.8
	AM3-B1I <sub>2</sub>	11 a 14	13.8	12.0	24.1	11.3	7.3	0.4	1.3	18.9	0.0	0.0	11.0	41.0	21.0	27.5	10.4
	AM1-B1P <sub>2</sub>	1 a 4	16.8	10.5	19.3	8.4	5.8	1.4	2.0	28.3	0.0	0.0	7.7	30.9	33.0	27.7	8.3
Estação C	AM2-B1P <sub>2</sub>	4 a 8	24.6	9.6	22.5	16.5	3.9	0.8	1.3	14.2	0.0	0.0	6.6	35.1	17.7	31.2	15.9
	AM3-B1P <sub>2</sub>	8 a 12	19.3	7.6	26.6	6.8	5.8	0.3	1.2	18.1	0.0	0.0	14.4	28.1	26.0	35.5	10.3
	AM1-C1P	1 a 6	6.1	5.7	11.8	10.2	13.2	1.7	0.8	50.5	0.0	0.0	0.0	45.1	37.4	17.5	0.0
	AM2-C1P	7 a 11	5.0	6.1	18.3	7.7	11.9	1.4	0.4	49.3	0.0	0.0	0.0	36.6	41.3	22.0	0.1
	AM3-C1P	12 a 14	6.5	10.2	33.8	9.6	12.0	1.7	1.0	25.2	0.0	0.0	0.0	37.3	22.4	40.3	0.0
	AM1-C2P	1 a 5	9.2	9.2	13.0	12.8	6.4	1.1	1.3	27.6	0.0	0.0	19.4	26.7	50.4	18.1	4.8
	AM2-C2P	5 a 9.8	9.9	8.1	13.9	12.7	13.0	2.8	0.4	30.6	0.0	0.0	8.8	35.8	40.6	16.8	6.8
	AM1-C2I <sub>2</sub>	1 a 5	12.4	7.0	15.9	10.8	4.8	0.0	0.7	29.1	0.0	0.0	19.4	31.7	40.1	19.2	9.0
	AM2-C2I <sub>2</sub>	5 a 10	8.9	6.9	14.8	3.9	9.2	1.7	0.7	40.9	0.0	0.0	13.0	27.1	49.2	17.1	6.7

NR – não realizado

Quadro 5.3 – Resumo dos resultados dos restantes ensaios de caracterização física das amostras de resíduos (AM).

Estação	Designação das amostras (AM)	Prof. de colheita (m)	Granulometria – Abertura de peneiros, mm (material passado)											$\gamma_t$ (kN/m <sup>3</sup> )	$\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	$\gamma_s$ (kN/m <sup>3</sup> )	Wd (%)	MO (%)	
			250		50	37.5	25	12.5	4.75	2	0.425	0.25	0.075					MO <sub>OXID</sub>	MO <sub>TOTAL</sub>
			(%)	(kN/m <sup>3</sup> )	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)						
Estação A	AM1	0 a 1.2	94.9	11.03	62.2	58.9	52.7	43.9	28.7	16.4	2.1	0.8	0.1	11.03	5.63	NR	96.0	16.7	63.2
	AM2	0 a 1	94.6	NR	64.0	61.8	52.0	36.2	21.4	10.4	2.4	1.2	0.4	NR	NR	NR	146.9	NR	70.7
	AM1-A3I <sub>2</sub>	1 a 4	98.6	10.20	57.8	46.1	37.4	24.8	12.9	7.3	2.4	1.5	0.4	10.20	5.54	17.95	84.1	15.7	77.1
	AM2-A3I <sub>2</sub>	4 a 9	98.3	12.12	59.5	52.6	43.9	31.3	15.3	9.0	3.2	2.1	0.5	12.12	5.79	18.47	109.2	8.3	58.4
	AM3-A3I <sub>2</sub>	9 a 14	96.1	13.13	69.1	59.0	48.4	30.8	15.4	10.9	4.8	3.3	1.0	13.13	6.35	18.30	106.7	6.4	54.6
	AM1-A4I <sub>2</sub>	1 a 4	98.7	8.91	73.9	69.5	62.8	44.1	28.7	20.0	10.8	8.5	3.8	8.91	4.43	19.49	101.1	7.6	45.4
	AM2-A4I <sub>2</sub>	4 a 9	100.0	12.65	69.9	58.3	48.5	34.3	22.3	16.4	8.0	5.7	1.9	12.65	5.24	19.32	141.4	7.1	43.8
Estação B	AM3-A4I <sub>2</sub>	9 a 14	100.0	12.43	78.1	71.0	63.4	48.5	31.4	21.6	10.5	7.7	2.9	12.43	7.48	20.27	66.2	5.6	30.2
	AM1-B1P <sub>1</sub>	1 a 6	100.0	9.21	76.0	70.7	65.7	52.7	33.8	21.2	4.5	1.5	0.0	9.21	5.72	19.33	61.0	5.5	44.7
	AM2-B1P <sub>1</sub>	6 a 10	99.3	11.34	90.3	86.7	80.3	70.2	51.4	32.0	5.8	2.4	0.0	11.34	5.37	20.69	111.4	7.6	42.3
	AM1-B2P	1 a 6	100.0	11.52	85.1	72.7	67.2	54.7	32.0	20.0	4.7	1.8	0.5	11.52	7.20	20.26	60.0	7.1	39.0
	AM2-B2P	6 a 11	100.0	11.52	84.5	75.4	65.2	53.2	30.0	20.0	6.0	4.0	0.1	11.52	5.31	NR	117.0	NR	57.5
	AM1-B1I <sub>1</sub>	1 a 6	99.3	12.02	82.2	75.8	67.5	59.5	39.7	27.6	11.5	7.6	1.6	12.02	NR	NR	NR	NR	NR
	AM2-B1I <sub>1</sub>	6 a 11	100.0	12.21	84.0	78.4	71.9	59.5	34.2	20.6	7.7	5.4	1.5	12.21	NR	20.16	NR	7.1	51.2
	AM1-B1I <sub>2</sub>	1 a 6	100.0	9.28	89.8	85.7	80.7	69.2	49.8	35.4	18.9	13.9	3.7	9.28	7.44	21.54	24.7	5.6	42.1
	AM2-B1I <sub>2</sub>	6 a 11	100.0	13.59	87.6	83.2	75.5	57.8	43.7	31.6	12.0	6.6	0.1	13.59	7.83	21.71	73.6	4.8	47.1
	AM3-B1I <sub>2</sub>	11 a 14	100.0	11.88	92.7	85.0	76.9	62.5	43.0	30.7	14.1	11.0	4.3	11.88	6.95	20.66	70.9	5.8	51.5
	AM1-B1P <sub>2</sub>	1 a 4	98.5	10.61	81.7	78.0	71.7	61.4	43.3	30.7	11.7	6.7	0.0	10.61	6.90	20.56	53.8	5.4	53.8
	AM2-B1P <sub>2</sub>	4 a 8	100.0	13.94	65.0	54.7	46.2	30.8	19.3	13.1	6.1	4.6	1.9	13.94	9.97	21.05	39.8	4.1	46.3
Estação C	AM3-B1P <sub>2</sub>	8 a 12	100.0	14.20	85.3	79.9	74.6	52.4	32.4	21.1	9.3	6.8	2.4	14.20	10.64	20.48	33.5	6.1	40.2
	AM1-C1P	1 a 6	100.0	10.55	91.3	88.8	84.2	71.9	52.1	37.0	18.0	12.5	2.0	10.55	8.50	21.31	24.2	5.4	53.6
	AM2-C1P	7 a 11	99.5	11.78	87.5	83.5	75.0	63.5	44.4	30.6	16.3	12.9	6.4	11.78	9.21	22.56	27.9	4.0	33.4
	AM3-C1P	12 a 14	100.0	14.05	94.6	90.9	84.6	69.4	50.5	36.9	19.6	14.8	5.5	14.05	10.91	22.18	28.7	4.3	37.9
	AM1-C2P	1 a 5	100.0	NR	88.0	83.0	77.1	67.8	49.6	36.1	20.2	16.1	8.7	NR	NR	20.71	NR	5.3	44.4
	AM2-C2P	5 a 9.8	100.0	12.89	87.2	81.9	72.6	66.2	43.0	29.2	14.8	11.5	5.5	12.89	NR	20.74	NR	5.0	44.8
	AM1-C2I <sub>2</sub>	1 a 5	99.3	12.99	92.7	90.8	86.1	76.0	52.7	35.5	17.3	13.4	6.5	12.99	9.27	20.79	40.1	3.6	33.0
	AM2-C2I <sub>2</sub>	5 a 10	99.5	13.54	94.6	92.6	88.1	75.6	46.5	31.6	15.6	12.3	6.4	13.54	8.96	20.49	51.2	3.9	37.8

NR – não realizado

### 5.3.2 Ensaios de Caracterização Química

A caracterização química do lixiviado consistiu na determinação de 7 parâmetros para cada amostra colhida: (i) alcalinidade, expressa sob a forma de teor de  $\text{CaCO}_3$ , (ii) azoto amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), (iii) azoto nítrico ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), (iv) fósforo total, expresso sob a forma de anião fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), (v) carência química de oxigénio (CQO), (vi) carência bioquímica de oxigénio ( $\text{CBO}_5$ ) e (vii) pH. As amostras foram colhidas de tempos a tempos, a partir dos tubos inclinométricos e piezómetros instalados nas subestações C2, B1, A1, A3 e A4, utilizando-se para tal bombas de pequeno diâmetro (§ 4.3.4). Conforme referido no § 4.3.4 estes ensaios foram realizados no Departamento de Química da FCUP (Faculdade de Ciências da Universidade do Porto).

No presente subcapítulo descrevem-se os procedimentos usados na realização dos ensaios e os respectivos resultados.

#### 5.3.2.1 Alcalinidade

A alcalinidade é um parâmetro inorgânico que reúne o carácter alcalino exibido por todas as formas químicas que se encontram presentes numa amostra. O procedimento experimental usado na determinação da alcalinidade consiste na simples execução de uma titulação de ácido/base, razão pela qual a alcalinidade é também definida como uma medida da capacidade de uma amostra em neutralizar uma solução ácida. Pode ser expressa de diversas formas, tendo, no presente estudo, sido expressa em termos de concentração de  $\text{CaCO}_3$ . A determinação deste parâmetro foi efectuada de acordo com o método 310.1 da Environmental Protection Agency (EPA), criado no âmbito do projecto National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES), em que a detecção do ponto final da titulação foi substituída por um procedimento alternativo, baseado no princípio da linearização da curva de titulação (método de Gran).

Na Figura 5.48 e no Quadro 5.4 (§ 5.3.2.8) apresentam-se os resultados obtidos nas várias amostras de lixiviado ensaiadas.

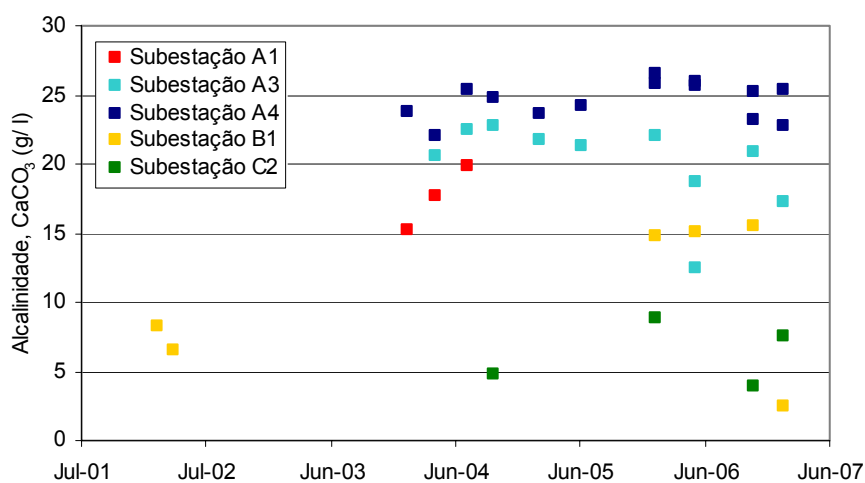


Figura 5.48 – Resultados dos ensaios de alcalinidade.

### 5.3.2.2 Azoto amoniacal

O azoto amoniacal consiste na determinação da concentração de azoto que ocorre tanto sob a forma de amoníaco,  $\text{NH}_3$ , como sob a forma de catião amónio,  $\text{NH}_4^+$ . Este parâmetro corresponde a um dos subprodutos inorgânicos das reacções de oxidação, hidrolisação e de fermentação que ocorrem durante a fase de decomposição aeróbia e a primeira fase de decomposição anaeróbia dos resíduos, e da biodecomposição dos aminoácidos, proteínas e outros compostos de azoto durante a fase acetogénica. Em consequência, a quantidade de azoto amoniacal tende a aumentar durante as fases iniciais de decomposição (fases aeróbia, acidogénica e acetogénica) e a manter-se relativamente constante ou a sofrer ligeira redução nas fases de decomposição seguintes (fases metanogénica e de maturação).

O azoto amoniacal foi determinado por potenciometria, fazendo uso de um eléctrodo selectivo a amoníaco. O procedimento experimental foi executado de acordo com o método 350.3 da EPA, criado no âmbito do projecto NPDES. Os valores da concentração de azoto amoniacal de cada amostra de lixiviado ensaiada são apresentados na Figura 5.49 e no Quadro 5.4 (§ 5.3.2.8).

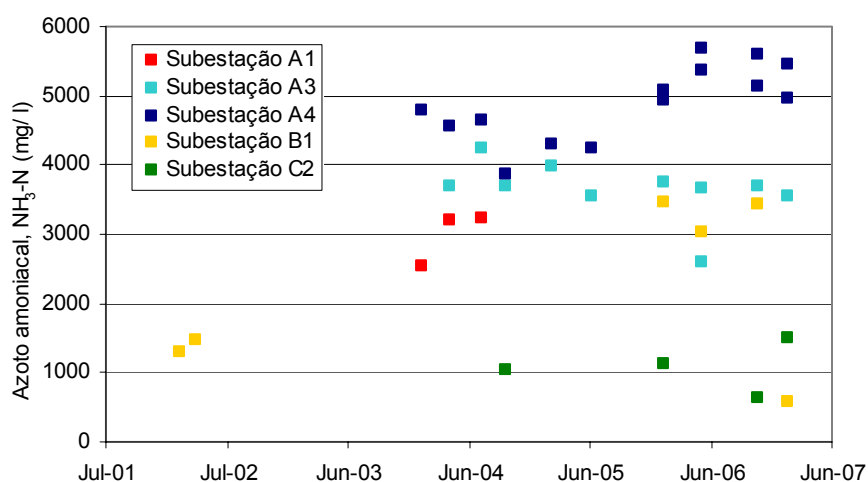


Figura 5.49 – Resultados dos ensaios de azoto amoniacal,  $\text{NH}_3\text{-N}$ .

### 5.3.2.3 Nitrato

Apesar do anião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) ser um dos nutrientes inorgânicos nos processos de biodecomposição dos resíduos sólidos, ocorre em grande abundância nos lixiviados por força da sua formação em consequência da oxidação da fracção orgânica sólida durante a fase aeróbia. Nas fases de decomposição anaeróbia, e em particular durante a fase acidogénica, o anião nitrato, que funciona como receptor de electrões nas reacções de oxidação/redução assistidas pelos microorganismos, é ainda utilizado como fonte de oxigénio, sendo reduzido a azoto gasoso ( $\text{N}_2$ ).

A concentração do anião nitrato nas amostras de lixiviado foi determinada por potenciometria, utilizando um eléctrodo selectivo ao anião nitrato. A execução experimental foi realizada segundo o método 9210A da EPA. Na Figura 5.50 e no Quadro 5.4 (§ 5.3.2.8) apresentam-se os dados relativos à concentração do anião nitrato nas várias amostras ensaiadas de lixiviado.

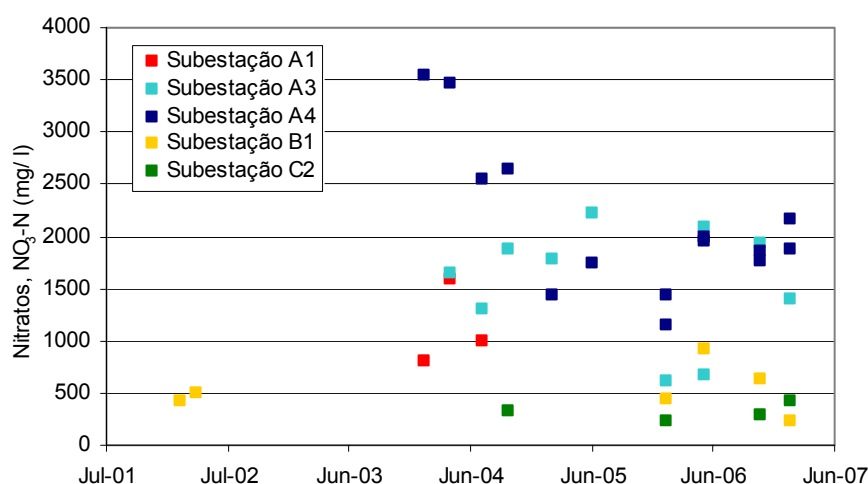


Figura 5.50 – Resultados dos ensaios de determinação de nitratos, NO<sub>3</sub>-N.

### 5.3.2.4 Ortofosfato

O ortofosfato é um composto de fósforo que, tal como o anião nitrato, corresponde a um dos principais nutrientes inorgânicos dos processos de biodecomposição dos resíduos sólidos e a sua determinação é efectuada através da análise química quantitativa do anião PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Este nutriente é consumido pelos microorganismos essencialmente para assegurar a produção de ésteres fosfóricos de adenosina (ATP), que são moléculas transportadoras de energia, imprescindíveis à actividade metabólica e reprodutiva dos microorganismos. Admite-se que o consumo de fósforo seja maior durante a fase de decomposição aeróbia, já que a fase anaeróbia requer, no geral, menor consumo de nutrientes, pelo que a sua concentração no lixiviado vai diminuindo com o avançar dos processos de biodecomposição excepto, eventualmente, durante as fases II e III em resultado da dissolução dos compostos orgânicos em meio ácido.

A análise deste parâmetro foi efectuada de acordo com o método 365.3 da EPA, criado no âmbito do projecto NPDES, sendo quantificada apenas a fracção dissolvida do ortofosfato. Na Figura 5.51 e Quadro 5.4 (§ 5.3.2.8) apresentam-se as concentrações de fósforo das várias amostras ensaiadas.

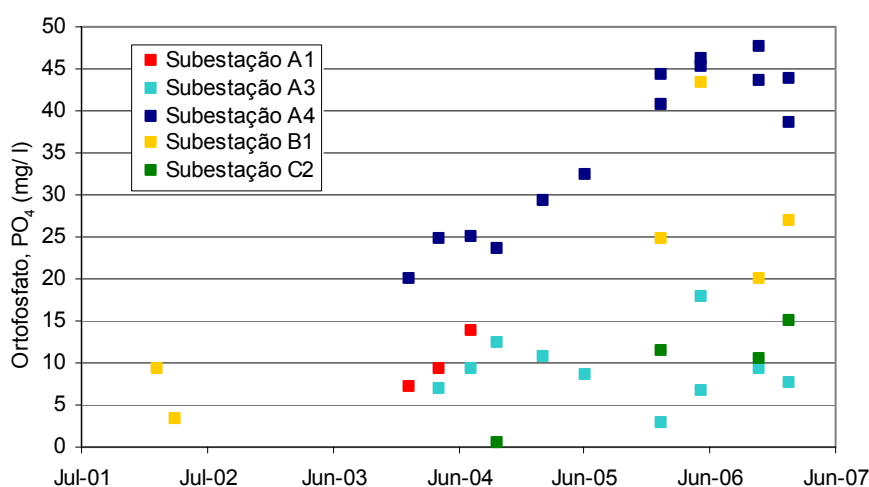


Figura 5.51 – Resultados dos ensaios de determinação de fósforo, PO<sub>4</sub>.

### 5.3.2.5 Carência química de oxigénio

A carência química de oxigénio (CQO) é um parâmetro químico usado habitualmente como indicador do grau de poluição de uma água. Corresponde à quantidade de oxigénio livre equivalente à fracção orgânica da amostra susceptível de ser oxidada por um oxidante forte.

De uma maneira geral, a CQO tende a diminuir com o avançar dos processos de decomposição da matéria orgânica no interior do aterro. Constitui excepção a fase de decomposição acetogénica, durante a qual a CQO do lixiviado tende a aumentar bruscamente, em consequência do aparecimento de ácidos orgânicos voláteis que resultam da dissolução dos ácidos orgânicos gordos gerados pelas reacções de hidrólise e de fermentação da fase acidogénica.

A análise deste parâmetro foi efectuada através do método de determinação do grau de oxidação do lixiviado por refluxo com anião dicromato em meio sulfúrico, segundo a norma 5220 publicada em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater da American Public Health Association.

Os valores encontrados de carência química de oxigénio para as várias amostras ensaiadas de lixiviado são apresentados na Figura 5.52 e Quadro 5.4 (§ 5.3.2.8).

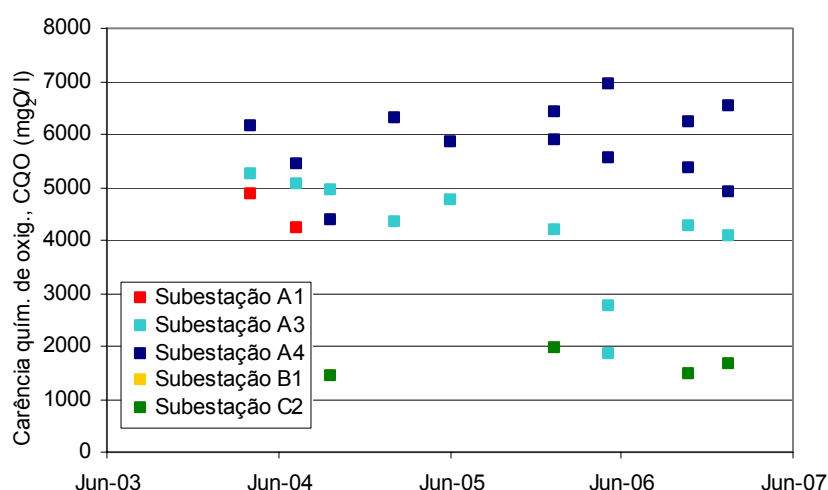


Figura 5.52 – Resultados dos ensaios de determinação da carência química de oxigénio, CQO.

### 5.3.2.6 Carência bioquímica de oxigénio

Tal como a CQO, também a carência bioquímica de oxigénio (CBO<sub>5</sub>) é um excelente indicador do grau de poluição de uma água, atribuindo-se-lhe grande utilidade na avaliação da agressividade e biodegradabilidade dos lixiviados.

A CBO<sub>5</sub> é definida como a quantidade de oxigénio dissolvido, habitualmente expresso em massa de O<sub>2</sub> por volume de água residual, que é consumido durante a oxidação biológica aeróbia da matéria orgânica e/ou inorgânica, contida na amostra, após incubação a 20 °C ao abrigo da luz e durante um período de 5 dias.

À semelhança da CQO, também a  $CBO_5$  tende a diminuir com o avançar dos processos de decomposição biológica da matéria orgânica no interior do aterro, excepto durante a fase acetogénica, em que tende a aumentar bruscamente pelas mesmas razões que conduzem ao aumento da CQO.

A determinação da  $CBO_5$  resulta do desempenho conjunto de acções químicas e bioquímicas, pelo que não possui o carácter rigoroso e sem ambiguidade das determinações que se obtêm através de um método químico, envolvendo processos bem estabelecidos, como a CQO.

O procedimento experimental empregue na quantificação da  $CBO_5$  nas amostras de lixiviado foi estabelecido por combinação das normas 5210-B e 4500-0 G, ambas publicadas em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater da American Public Health Association. Na Figura 5.53 e Quadro 5.4 (§ 5.3.2.8) apresentam-se os valores da carência bioquímica de oxigénio obtidos nas várias amostras após incubação a 20 °C ao abrigo da luz e durante um período de 5 dias.

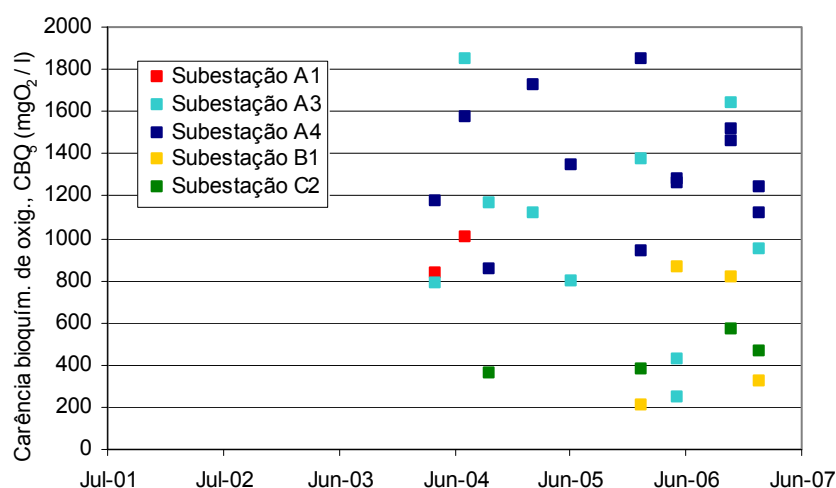


Figura 5.53 – Resultados dos ensaios de determinação da carência bioquímica de oxigénio,  $CBO_5$ .

### 5.3.2.7 pH

O pH de um meio aquoso é definido pelo simétrico do logaritmo da concentração do ião  $H^+$ , sendo interpretado como um índice que indica o carácter ácido, neutro ou alcalino desse meio.

Apesar do pH resultar da influência conjunta de todas as espécies químicas dissolvidas com comportamento ácido/base, pode contribuir de forma decisiva para identificar e diferenciar algumas das fases dos processos de decomposição biológica que ocorrem no interior do aterro, nomeadamente a fase ácida ou acetogénica.

De uma maneira geral, o pH de um lixiviado é fixado fundamentalmente pela actividade ácido/base do dióxido de carbono, do amoníaco e de um conjunto alargado de ácidos orgânicos fracos, cuja preponderância de cada uma destas espécies vai, não só depender das fases de decomposição biológica a que o aterro estará sujeito, como também influenciar fortemente o pH do lixiviado. Por exemplo, durante a fase acetogénica haverá um aumento de concentração de substâncias ácidas no lixiviado e, por consequência, o seu pH sofrerá um decréscimo para valores próximos de 5. Nas fases seguintes à decomposição acetogénica observa-se o consumo dos ácidos orgânicos fracos, pelo que deverá ocorrer um aumento do pH para valores compreendidos entre 6,5 e 8.

A quantificação deste parâmetro para as diferentes amostras de lixiviado foi efectuada por potenciometria e com o auxílio de um eléctrodo de pH. Os resultados são apresentados em termos da escala Sorensen encontram-se sistematizados na Figura 5.54 e no Quadro 5.4 (§ 5.3.2.8).

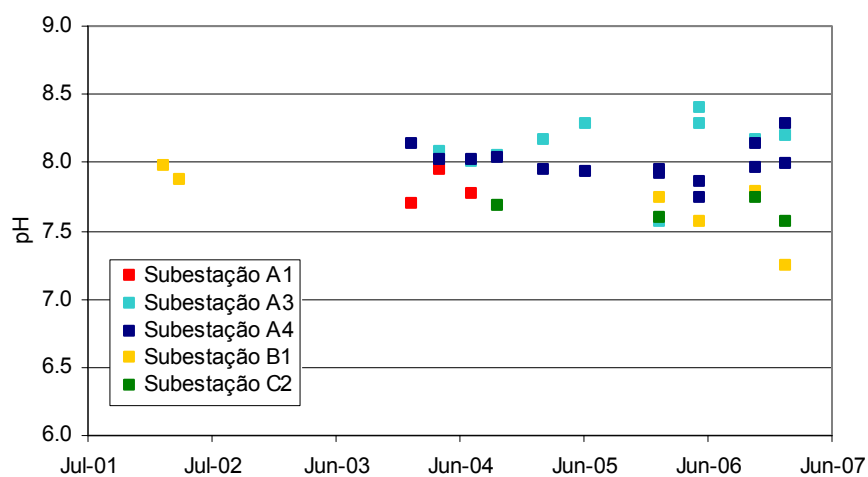


Figura 5.54 – Resultados dos ensaios de determinação de pH.

### 5.3.2.8 Resumos dos resultados dos ensaios de caracterização química

Os resultados dos diferentes parâmetros obtidos nos vários ensaios de caracterização química dos lixiviados são apresentados no Quadro 5.4, bem como a data e local de colheita das amostras.

Quadro 5.4 – Resumo dos resultados dos ensaios de caracterização química das amostras de lixiviado.

Subestação	Data de colheita	pH	Alcalinidade (CaCO <sub>3</sub> ) g/l	NH <sub>3</sub> -N (mg N/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg N/l)	PO <sub>4</sub> (mg P/l)	CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	CQO (mg O <sub>2</sub> /l)
C2	11-10-2004	7.7	4.8	1038	324	0.5	361	1431
	23-01-2006	7.6	8.9	1118	227	11.5	381	1957
	30-10-2006	7.7	3.9	640	281	10.5	568	1455
	25-01-2007	7.6	7.5	1491	430	14.9	465	1644
B1	13-02-2002	8.0	8.2	1308	415	9.2	-	-
	02-04-2002	7.9	6.5	1476	496	3.3	-	-
	23-01-2006	7.7	14.9	3472	436	24.7	207	2741
	18-05-2006	7.6	15.1	3038	928	43.3	859	1923
	30-10-2006	7.8	15.5	3437	639	20.1	814	2170
	25-01-2007	7.3	2.4	568	229	26.9	322	2663
A4	21-02-2005	8.0	23.6	4300	1433	29.2	1726	6304
	23-01-2006	8.0	25.8	4932	1427	44.4	935	5868
	18-05-2006	7.9	25.9	5674	1984	46.2	1261	6959
	30-10-2006	8.1	25.2	5591	1855	47.6	1520	6241
	25-01-2007	8.3	25.3	5466	2167	43.8	1241	6530
	04-02-2004	8.1	23.8	4778	3544	20.0	-	-
	26-04-2004	8.0	22.0	4559	3456	24.8	1178	6137
	29-07-2004	8.0	25.3	4649	2538	25.0	1577	5438
	23-01-2006	7.9	26.5	5073	1143	40.6	1847	6426
	18-05-2006	7.7	25.7	5372	1959	45.2	1283	5537
	25-01-2007	8.0	22.8	4957	1882	38.5	1118	4903
	30-10-2006	8.0	23.2	5129	1764	43.5	1462	5374
	11-10-2004	8.0	24.8	3855	2646	23.6	855	4387
	20-06-2005	7.9	24.2	4234	1743	32.4	1343	5863



Quadro 5.4 – Resumo dos resultados dos ensaios de caracterização química das amostras de lixiviado (continuação).

Subestação	Data de colheita	pH	Alcalinidade (CaCO <sub>3</sub> ) g/l	NH <sub>3</sub> -N (mg N/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg N/l)	PO <sub>4</sub> (mg P/l)	CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	CQO (mg O <sub>2</sub> /l)
A3	18-05-2006	8.4	12.5	2599	667	6.6	249	1860
	26-04-2004	8.1	20.6	3678	1644	6.9	785	5244
	29-07-2004	8.0	22.5	4250	1296	9.4	1846	5058
	11-10-2004	8.1	22.8	3678	1871	12.3	1163	4936
	21-02-2005	8.2	21.7	3993	1787	10.7	1120	4344
	20-06-2005	8.3	21.3	3538	2221	8.5	795	4759
	18-05-2006	8.3	18.7	3664	2086	17.8	424	2765
	25-01-2007	8.2	17.2	3553	1405	7.6	947	4061
	30-10-2006	8.2	20.8	3695	1930	9.2	1639	4251
	23-01-2006	7.6	22.0	3749	611	2.8	1375	4172
A1	04-02-2004	7.7	15.2	2529	799	7.2	-	-
	26-04-2004	7.9	17.7	3197	1597	9.2	837	4865
	29-07-2004	7.8	19.9	3221	992	13.8	1009	4216

### 5.3.3 Ensaios de Caracterização Mecânica

A caracterização mecânica em laboratório dos resíduos foi efectuada através de ensaios edométricos e ensaios triaxiais, ambos realizados sobre a fracção menor que 37,5 mm de algumas das amostras colhidas a partir das sondagens mecânicas. No presente subcapítulo apresentam-se os respectivos resultados.

#### 5.3.3.1 Ensaios edométricos

Os ensaios de consolidação unidimensional dos resíduos foram realizados num edómetro de grandes dimensões do Laboratório de Geotecnia do Departamento de Engenharia Civil da FCTUC (Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra).

Este equipamento funciona sob o princípio da alavanca, com um braço de comprimento total de 3,46 m, em que num extremo tem um prato para colocação de pesos e no outro dispositivos de apoio não fixos que permitem a transferência da carga para a câmara de consolidação (entre os quais um macaco hidráulico com extensões úteis máximas de 159 mm e com retrocesso por mola).

A câmara de consolidação é em aço inox, tem um diâmetro interno de 230 mm, uma altura de 300 mm e a sua base inclui uma série de orifícios radiais para, em conjunto com as placas porosas a colocar no topo e base da câmara de consolidação, permitirem a drenagem da amostra (Oliveira, 1992). Nos ensaios realizados no âmbito deste trabalho utilizaram-se geotêxteis, em alternativa às placas porosas, por estas partirem facilmente e serem difíceis de obter no mercado nacional. Na Figura 5.55 apresentam-se algumas fotografias ilustrativas do equipamento utilizado.

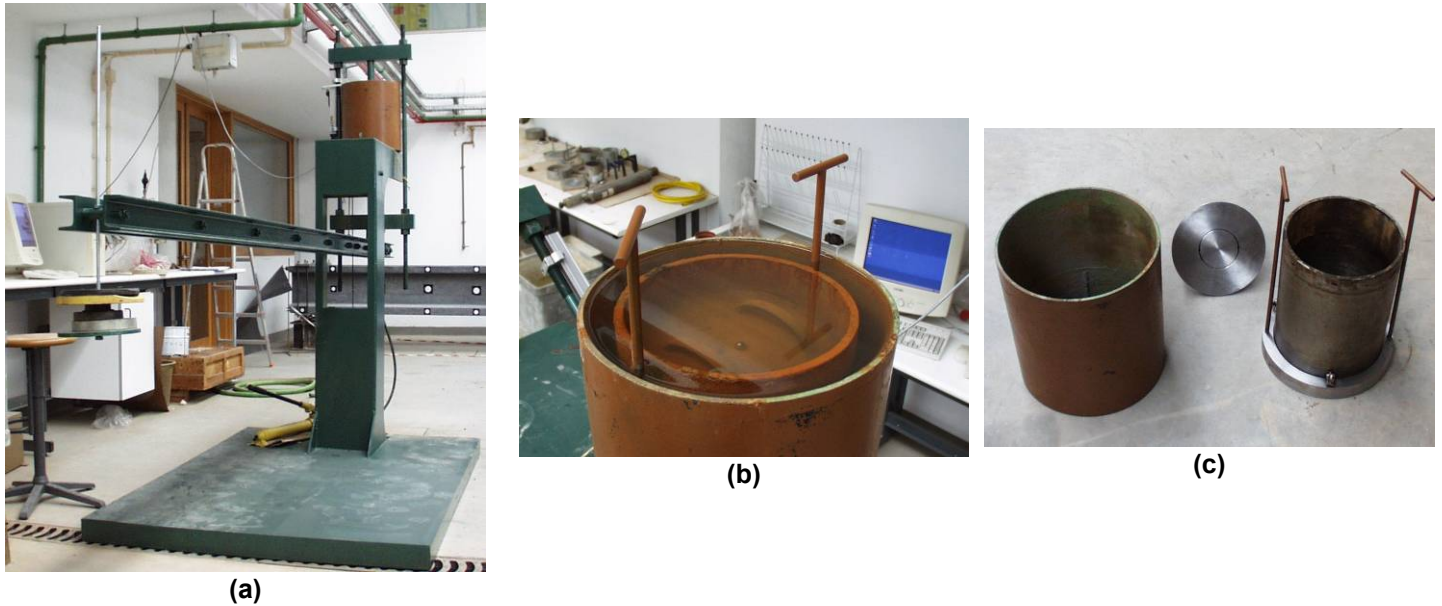


Figura 5.55 – Edómetro de grandes dimensões: (a) aspecto geral; (b) e (c) pormenores.

Para a realização dos ensaios em resíduos foi desenvolvido um software de aquisição automática de dados e construída uma segunda câmara de grandes dimensões, no interior da qual é colocada a câmara de consolidação (Figura 5.55b) e c)). O objectivo desta segunda câmara foi o de permitir submergir a câmara de consolidação para facilitar a saturação das amostras, já que o equipamento não permite a aplicação de contra pressões nem o controlo das pressões intersticiais.

Os ensaios foram realizados em condições saturadas, sobre amostras moldadas com pesos volúnicos secos idênticos aos *in situ*. A preparação dos resíduos para moldagem das amostras a ensaiar implicou a homogeneização e esquartelamento da fracção menor que 37,5 mm de cada amostra (§ 5.3), até se obter o material necessário à realização de cada ensaio, seguido da adição da quantidade de água necessária para se conseguir moldar facilmente os provetes. Recorde-se que o acondicionamento e preservação das amostras implica a sua secagem total e que a moldagem dos resíduos em condições de teor em água idênticas às existentes *in situ* se torna inviável, devido aos elevados teores em água que estas apresentam, os quais são excessivos para o manuseio e compactação dos resíduos em laboratório. Em consequência, a moldagem dos provetes foi realizada com teores em água iniciais que permitissem a fácil compactação dos resíduos (da ordem dos 25 a 35%), e os parâmetros de controlo foram o teor em água de moldagem, e o peso e o volume dos resíduos no final da compactação, de forma a se obter provetes com pesos volúnicos secos idênticos aos respectivos *in situ*. Este procedimento, em particular a quantidade de água a adicionar, bem como o método de compactação (ligeira e manual, com recurso ao pilão do Proctor Normal e através de 6 camadas de igual altura), foi aferido previamente através da realização de ensaios preliminares.

Na impossibilidade de aplicar contra pressões para saturar as amostras e tendo em consideração a elevada permeabilidade dos resíduos, optou-se por, após montagem de cada amostra, se proceder à sua saturação com água da rede de abastecimento. Numa primeira fase a água era vertida directamente sobre o topo da amostra, repetindo-se o procedimento várias vezes, a intervalos de tempos regulares, e até se verificar a

sua acumulação à superfície. Posteriormente a câmara exterior era cheia de água, e a amostra era deixada submersa durante um período de 24h a 48h antes de se iniciar o ensaio.

Durante os ensaios preliminares verificou-se ainda que a aplicação de escalões de carga como é usual nos ensaios em solos (duplicando o valor da carga do escalão anterior) conduzia, por vezes, a assentamentos demasiado bruscos, que se traduziam numa rápida e acentuada descida do braço do edómetro. Face a este comportamento, optou-se, em alguns ensaios em que tal se verificava, por utilizar menores incrementos de carga entre escalões e, quando necessário, por efectuar descargas intercalares de forma a reposicionar o braço do edómetro.

No total realizaram-se 7 ensaios edométricos sobre algumas das amostras colhidas a partir dos furos de sondagem, das quais 3 correspondem a resíduos provenientes da Estação B, 2 a resíduos da Estação C e as 2 restantes a resíduos da Estação A. A carga máxima aplicada em cada ensaio foi de 400 kPa, com excepção da amostra AM2B2P em que se aplicou mais um escalão de 685 kPa, e a duração média de cada ensaio foi da ordem dos 4 a 5 meses. No Quadro 5.5 apresenta-se a identificação das amostras ensaiadas e um resumo das suas características no início dos ensaios de consolidação, e nas Figuras 5.56 a 5.62 as curvas índice de vazios – logaritmo da tensão vertical, assentamento – raiz do tempo e assentamento – logaritmo do tempo obtidas para cada ensaio. Nas curvas apresentadas suprimiram-se algumas das descargas efectuadas de forma a facilitar a leitura dos resultados.

Quadro 5.5 – Resumo das características iniciais das amostras e dos valores de  $C_c$  e  $C_c'$ .

Amostra	$H_0$ (cm)	$\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	$\gamma_s$ (kN/m <sup>3</sup> )	$e_0$	$C_c$	$C_c'$
AM2-A3I <sub>2</sub>	22.0	6.6	18.5	1.79	0.94	0.34
AM2-A4I <sub>2</sub>	21.0	5.9	19.3	2.30	1.20	0.36
AM1-B2P	22.5	7.6	20.3	1.68	0.75	0.28
AM2-B2P	28.6	5.7	20.6	2.65	1.07	0.29
AM2-B1I <sub>2</sub>	21.5	6.5	21.7	2.36	0.57	0.17
AM1-C1P	20.0	8.2	21.3	1.61	0.62	0.24
AM2-C2I <sub>2</sub>	21.0	9.8	20.5	1.08	0.27	0.13

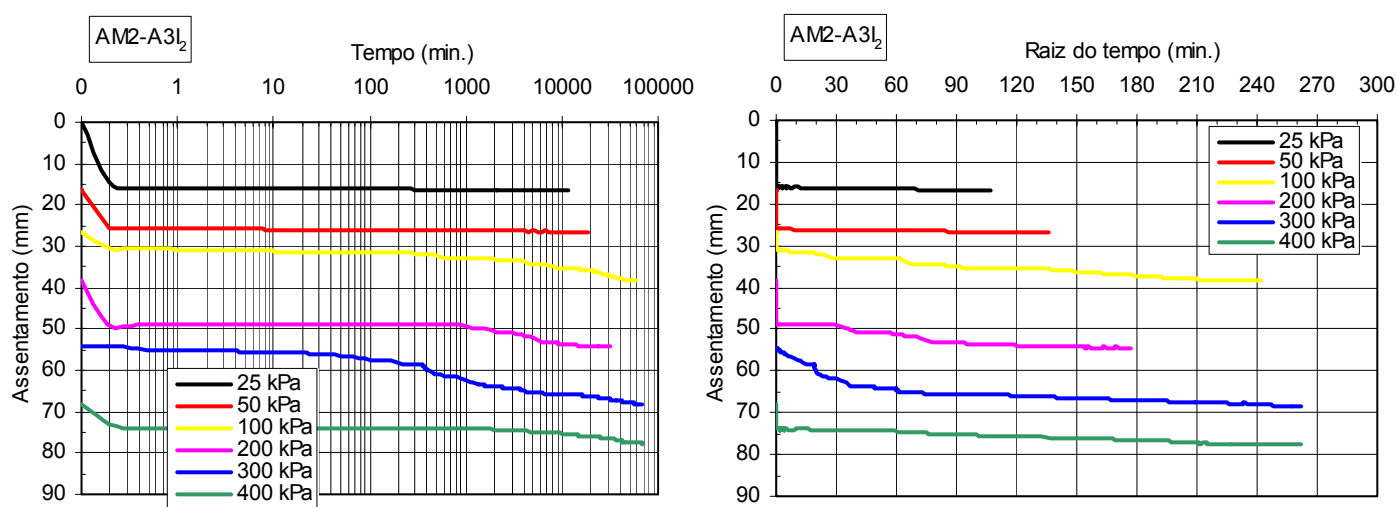


Figura 5.56 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-A3I<sub>2</sub> (continua na página seguinte).

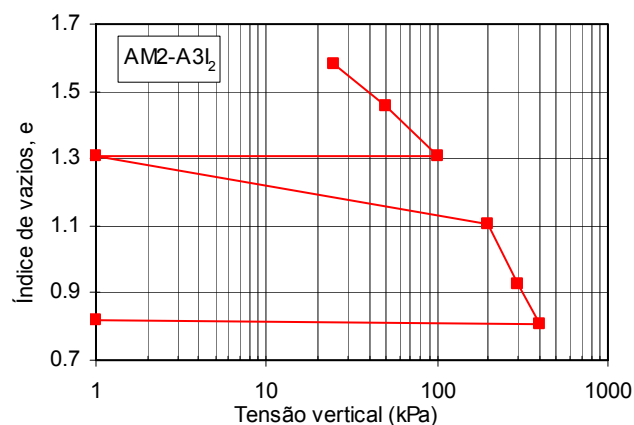


Figura 5.56 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-A3I<sub>2</sub> (continuação).

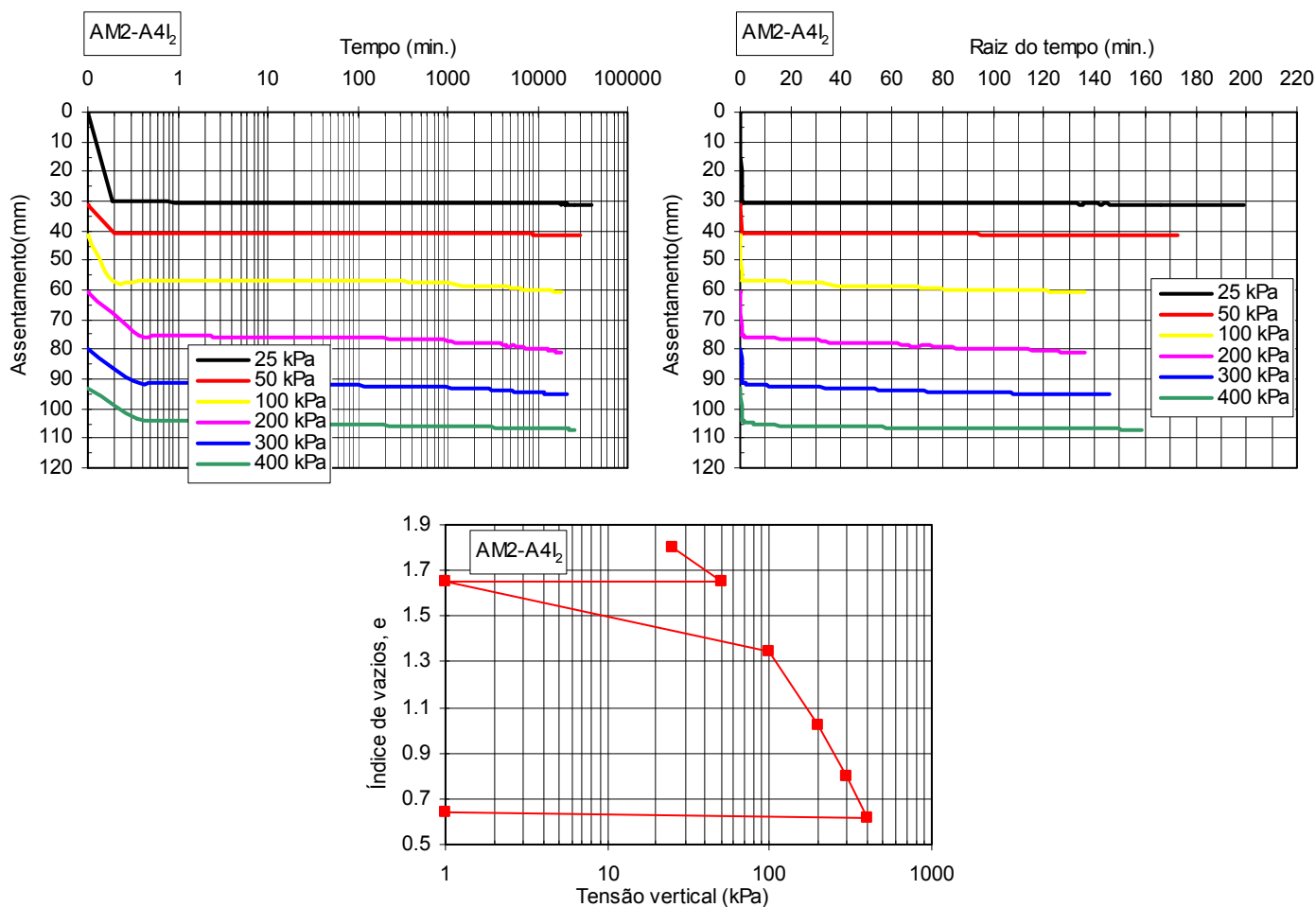


Figura 5.57 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-A4I<sub>2</sub>.

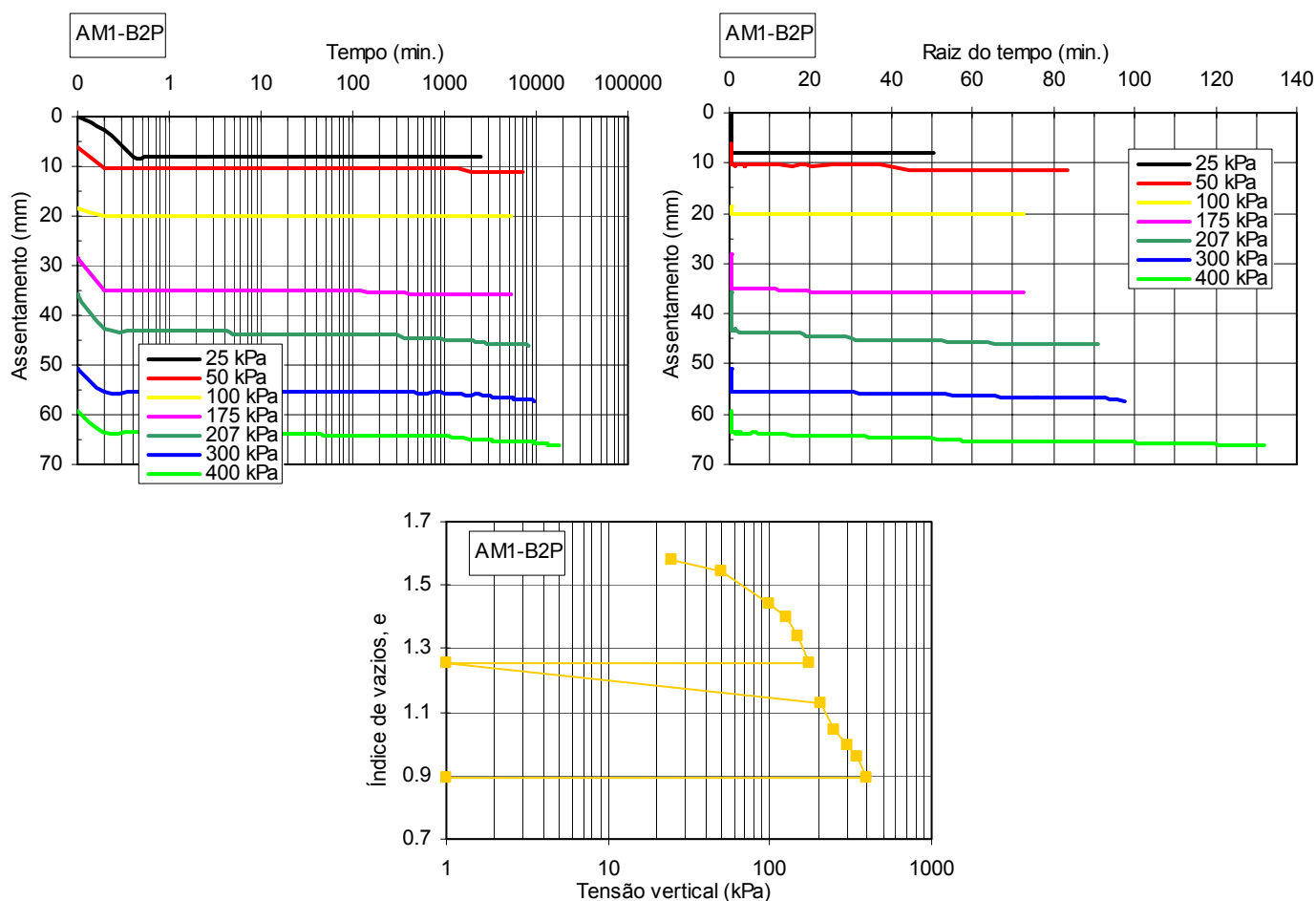


Figura 5.58 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM1-B2P.

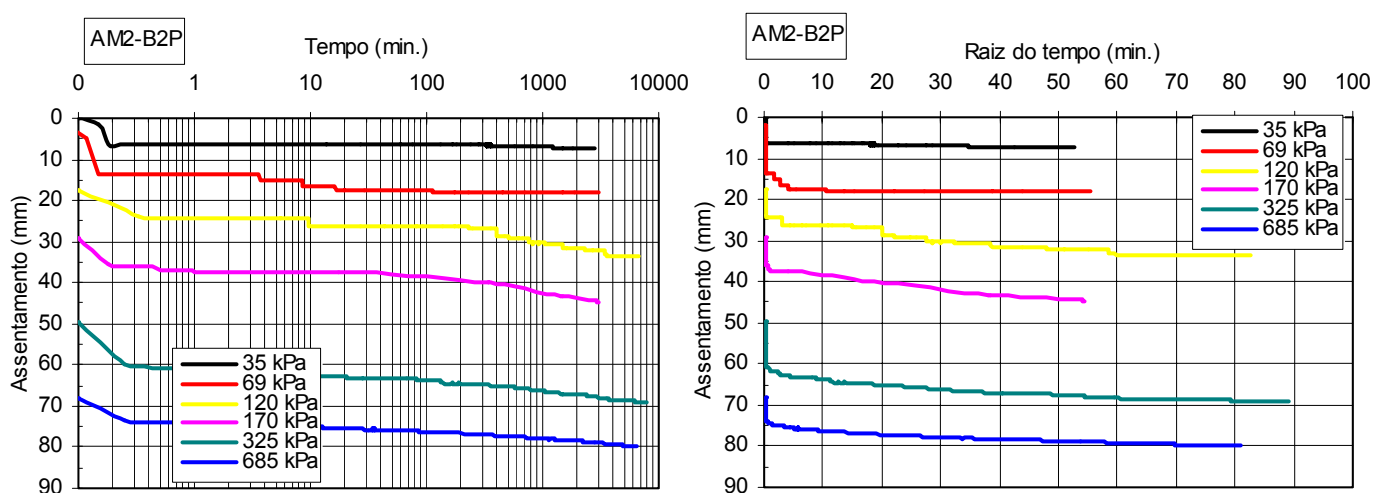


Figura 5.59 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-B2P (continua na página seguinte).

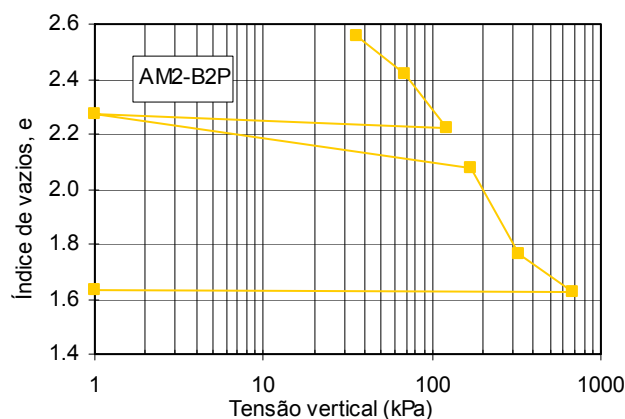


Figura 5.59 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-B2P (continuação).

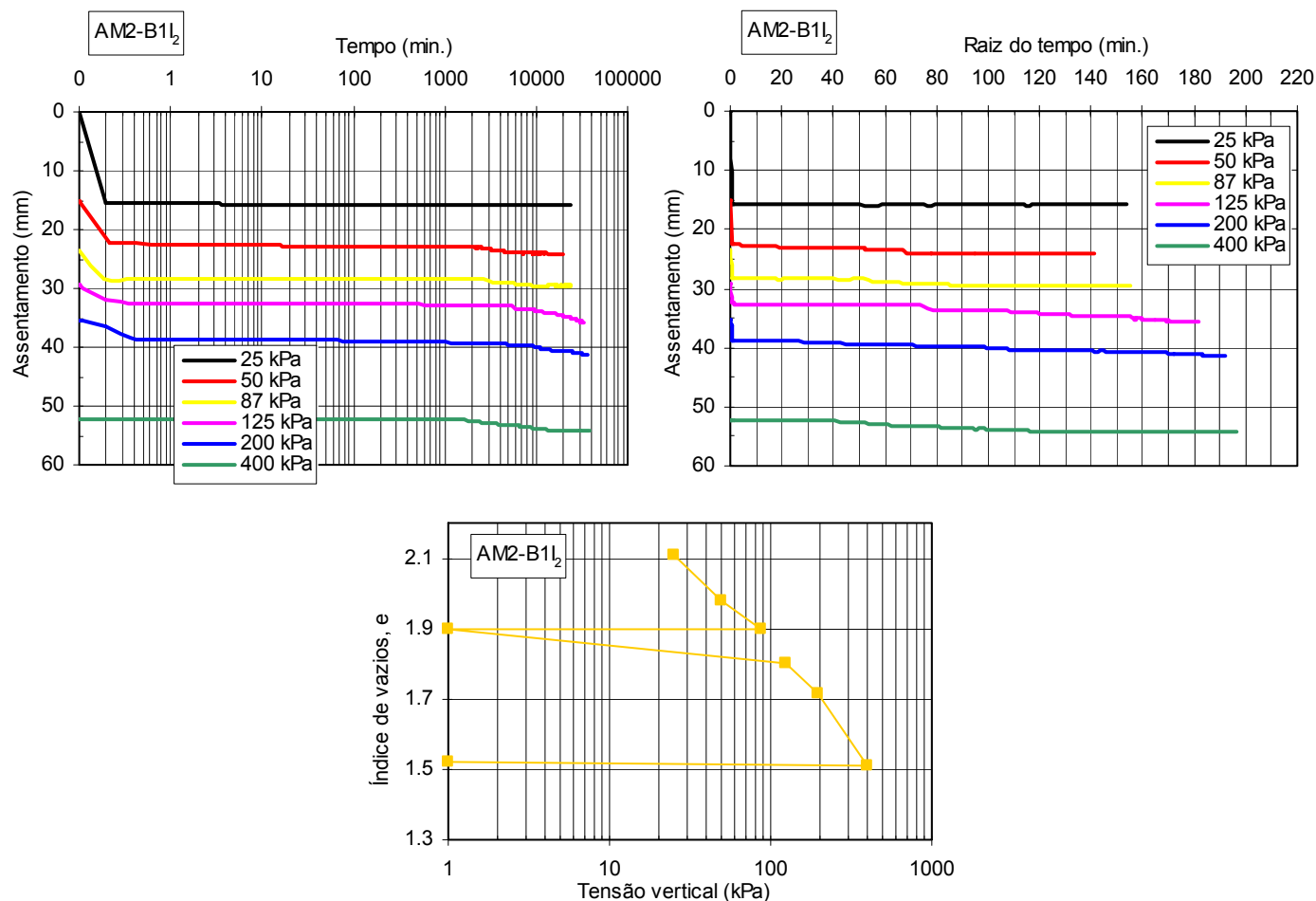


Figura 5.60 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-B1I<sub>2</sub>.

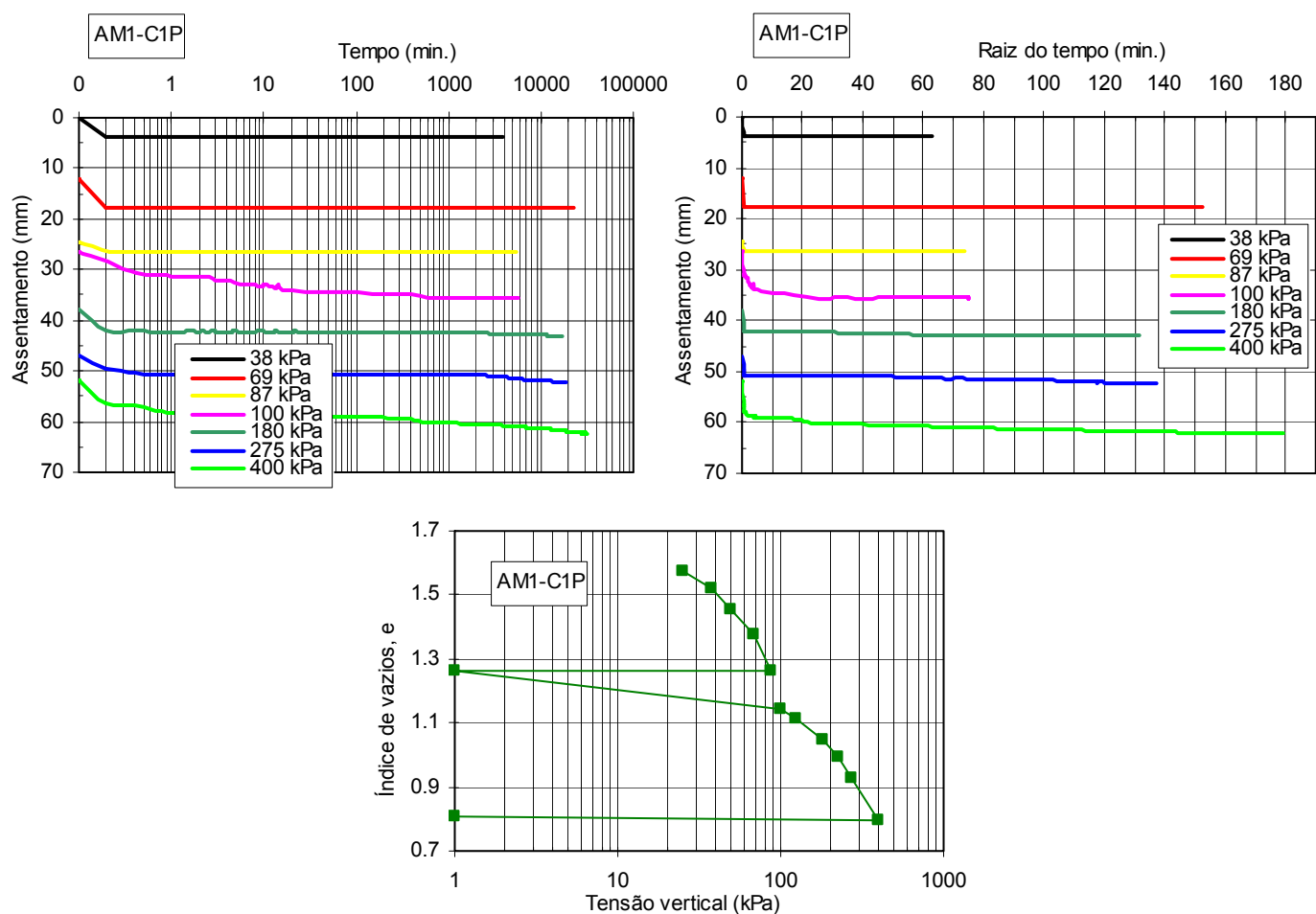


Figura 5.61 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM1-C1P.

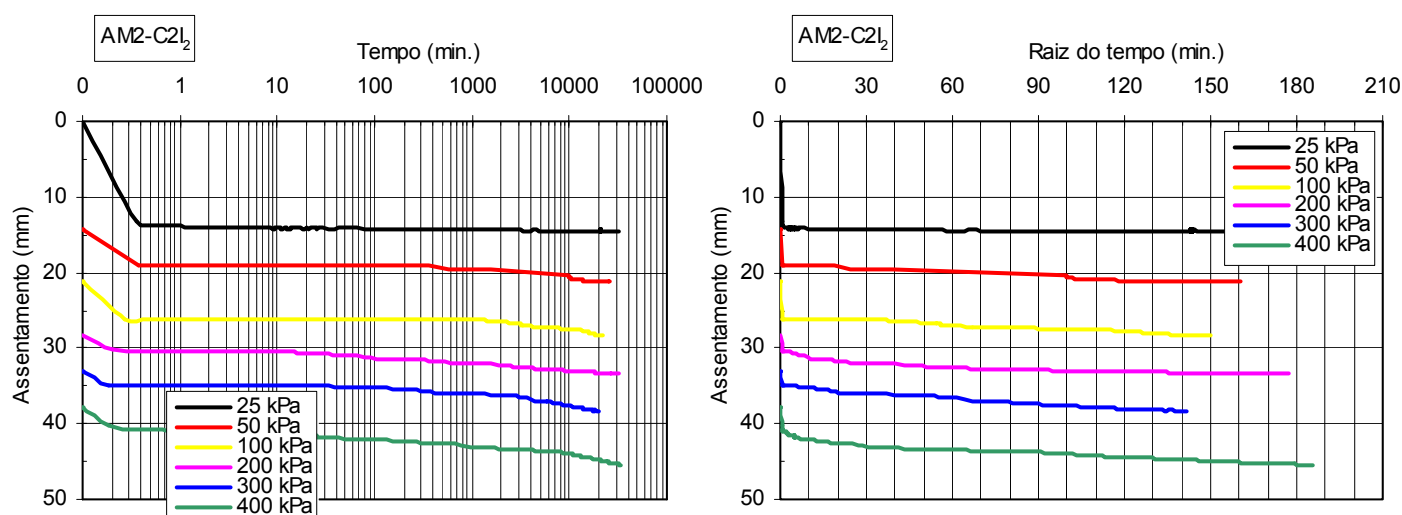


Figura 5.62 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-C2I<sub>2</sub> (continua na página seguinte).

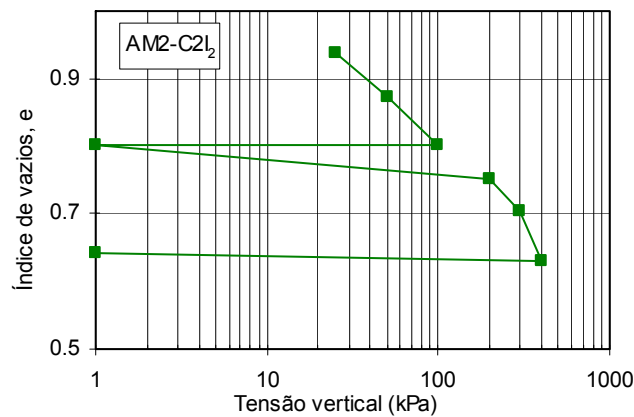


Figura 5.62 – Resultados do ensaio edométrico da amostra AM2-C2I<sub>2</sub> (continuação).

As curvas apresentadas demonstram que os assentamentos primários decorrem de forma muito rápida, estando por regra concluídos ao fim de 1 minuto, o que deve estar associado à elevada permeabilidade dos resíduos e, conseqüentemente, a uma rápida dissipação do aumento de pressões intersticiais geradas pelo carregamento. A curta duração dos assentamentos primários foi também verificada por outros autores, nomeadamente com tempos inferiores ou iguais a 1 minuto por Carvalho (1999) ou de 10 a 30 segundos por Jessberger & Kockel (1993), ambos a partir de um grande número de ensaios edométricos realizados em resíduos. Em seguida, verifica-se um aumento relativamente linear dos assentamentos em função do logaritmo do tempo, que caracteriza a compressão secundária mecânica dos resíduos, já que a duração e condições destes ensaios não simulam as condições de biodecomposição dos resíduos em aterro e respectivos assentamentos.

A partir das curvas índice de vazios – logaritmo da tensão vertical determinou-se o índice de compressão primário,  $C_c$ , por ajuste de rectas para o intervalo de tensões superiores a 100 kPa / 200 kPa, ou seja, para o trecho linear das curvas. Os valores de  $C_c$ , e do coeficiente de compressão primária,  $C_c'$  ( $C_c' = C_c / (1 + e_0)$ ), obtidos para cada ensaio, são apresentados no Quadro 5.5 e na Figura 5.63, em função do índice de vazios inicial, verificando-se uma tendência de aumento dos valores de  $C_c$  com o aumento do índice de vazios inicial.

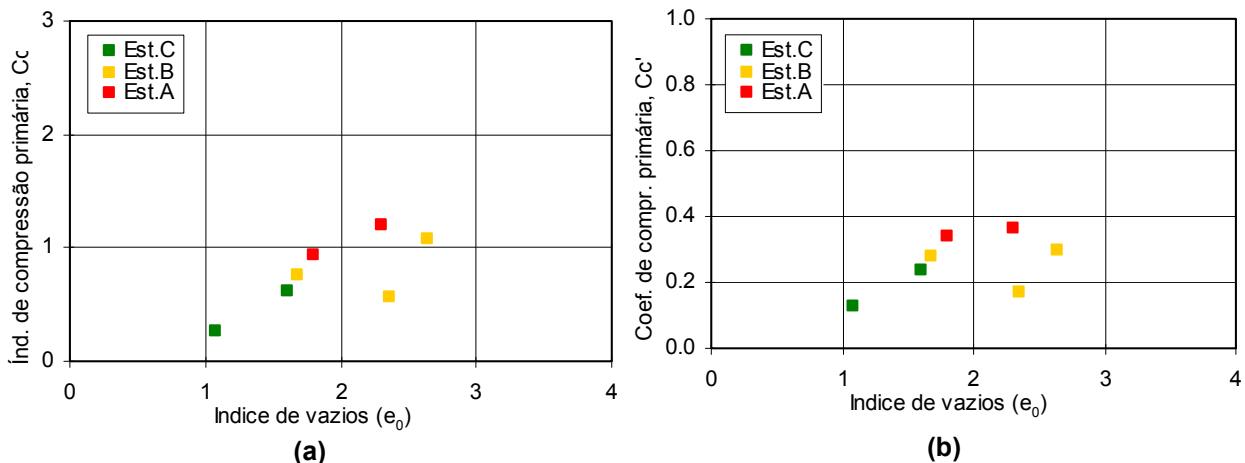


Figura 5.63 – Variação do índice (a) e do coeficiente (b) de compressão primária em função do índice de vazios inicial.



Partindo das curvas assentamento – logaritmo do tempo determinaram-se os valores dos índices de compressão secundária,  $C\alpha$  ( $C\alpha = \Delta e / \log t$ ), e dos coeficientes de compressão secundária,  $C\alpha'$  ( $C\alpha' = C\alpha / (1 + e_0)$ ). No Quadro 5.6 apresentam-se os valores destes parâmetros para cada escalão de carga (com excepção do primeiro escalão de cada ensaio e de alguns iniciais da amostra AM1-C1P em que o acréscimo de carga entre escalões consecutivos foi muito reduzido, não se tendo verificado assentamentos secundários para os respectivos tempos de aplicação das cargas), bem como os valores dos módulos de deformabilidade edométrico,  $E_{oed}$ , ou volumétrico (uma vez que as deformações horizontais são nulas), determinados a partir das Equações 5.8 e 5.9 para escalões de carga consecutivos.

$$E_{oed} = \frac{1}{m_v} \quad (5.8)$$

$$m_v = - \frac{1}{1 + e_0} \cdot \frac{\Delta e}{\Delta \sigma} \quad (5.9)$$

Em que  $m_v$  é o coeficiente de compressibilidade volumétrico,  $e_0$  o índice de vazios inicial da amostra,  $\Delta e$  a variação do índice de vazios devido ao acréscimo de carga aplicada ( $\Delta \sigma$ ).

Quadro 5.6 – Resumo dos valores de  $C\alpha$ ,  $C\alpha'$  e  $E_{oed}$ .

Amostra	$\sigma_v$ (kPa)	$C\alpha$	$C\alpha'$	$E_{oed}$ (MPa)	Amostra	$\sigma_v$ (kPa)	$C\alpha$	$C\alpha'$	$E_{oed}$ (MPa)
AM2-A3I <sub>2</sub>	50	0.0133	0.0048	0.543	AM1-B2P	50	0.0022	0.0009	1.764
	100	0.0503	0.0205	0.951		100	0.0001	0.00003	1.282
	200	0.0330	0.0143	1.377		125	0.0192	0.0079	1.797
	300	0.0513	0.0244	1.566		150	0.0152	0.0063	1.079
	400	0.0351	0.0182	2.375		175	0.0084	0.0036	0.784
AM2-A4I <sub>2</sub>	50	0.0012	0.0003	0.532		207	0.0195	0.0087	0.672
	100	0.0465	0.0166	0.537		250	0.0090	0.0042	1.386
	200	0.0717	0.0306	1.039		301	0.0171	0.0084	2.758
	300	0.0378	0.0187	1.470		350	0.0315	0.0158	3.445
	400	0.0283	0.0157	1.811		400	0.0264	0.0135	2.012
AM1-C1P	37	-	-	0.637	AM2-B2P	36	0.0092	0.0025	-
	50	0.0037	0.0015	0.460		69	0.0026	0.0007	0.873
	69	-	-	0.659		121	0.0592	0.0173	0.977
	87	-	-	0.421		168	0.0698	0.0217	1.163
	100	0.0178	0.0079	0.281		327	0.0402	0.0134	1.868
	125	0.0244	0.0114	1.958		685	0.0326	0.0118	9.495
	180	0.0084	0.0040	2.213	AM2-B1I <sub>2</sub>	50	0.0238	0.0076	0.637
	225	0.0205	0.0100	2.229		87	0.0215	0.0072	1.487
	275	0.0226	0.0113	1.907		125	0.0641	0.0221	1.308
AM2-C2I <sub>2</sub>	400	0.0228	0.0119	2.520		200	0.0303	0.0108	2.855
	50	0.0134	0.0064	0.785		400	0.0265	0.0104	3.355
	100	0.0160	0.0083	1.490					
	200	0.0089	0.0049	4.027					
	300	0.0168	0.0096	4.373					
	400	0.0288	0.0169	2.863					

Nas Figuras 5.64 a 5.66 apresentam-se, respectivamente, os valores de  $C\alpha$  e  $C\alpha'$  e de  $E_{oed}$ , em função do índice de vazios inicial de cada escalão de carga e da tensão vertical aplicada. Relativamente aos valores de  $C\alpha$  e  $C\alpha'$ , e apesar de haver alguma dispersão de resultados, verifica-se uma tendência de aumento destes consoante aumentam o índice de vazios e a carga aplicada. Os valores de  $E_{oed}$  revelam-se

nitidamente crescentes com a tensão vertical e ligeiramente decrescentes com o aumento do índice de vazios.

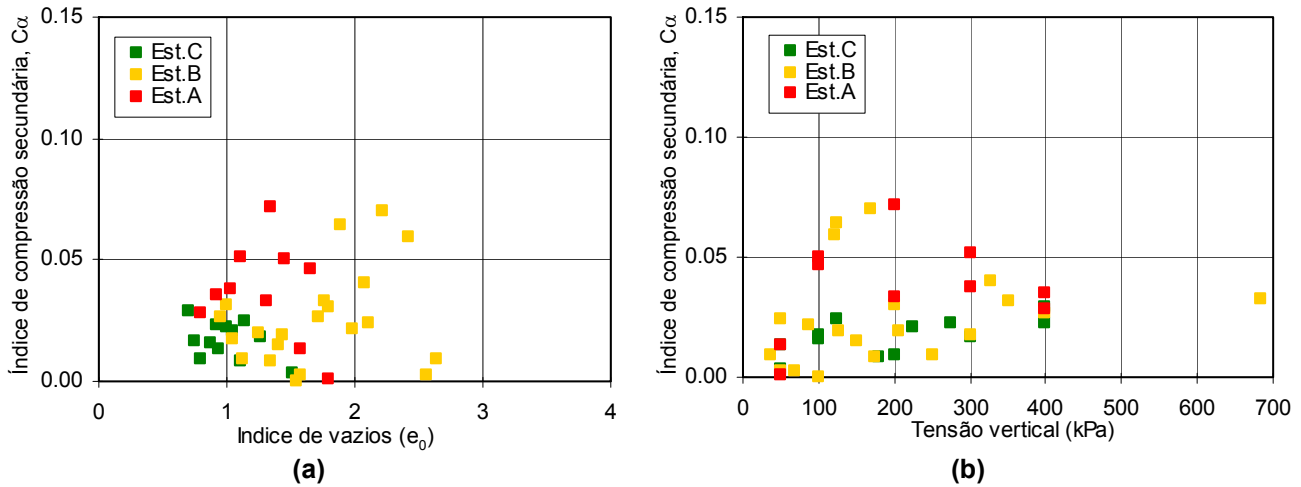


Figura 5.64 – Variação do índice de compressão secundária com o índice de vazios inicial (a) e com a tensão vertical (b).

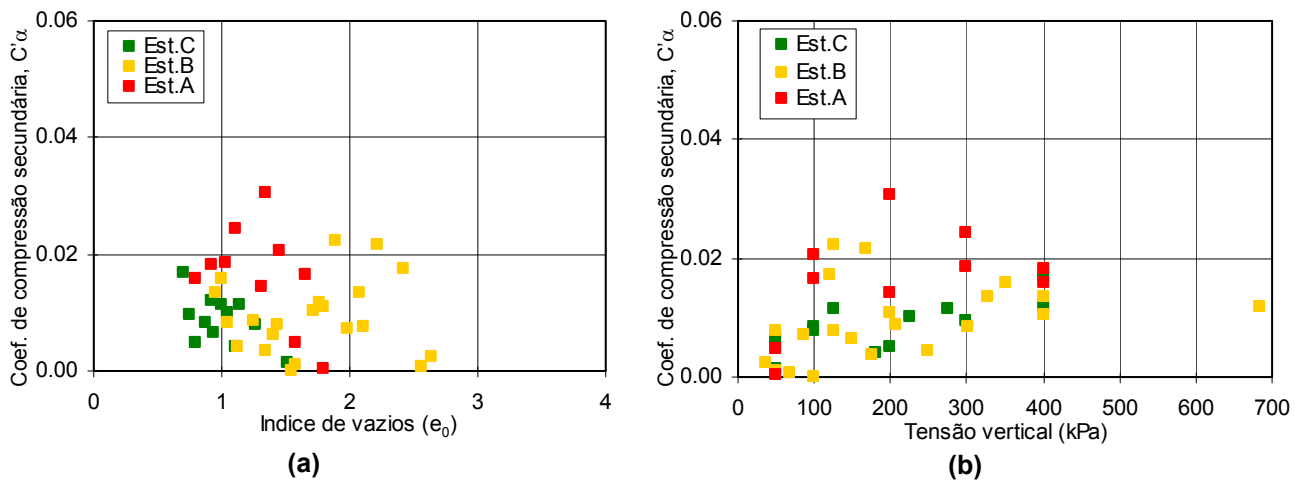


Figura 5.65 – Variação dos coeficientes de compressão secundária com o índice de vazios inicial (a) e com a tensão vertical (b).

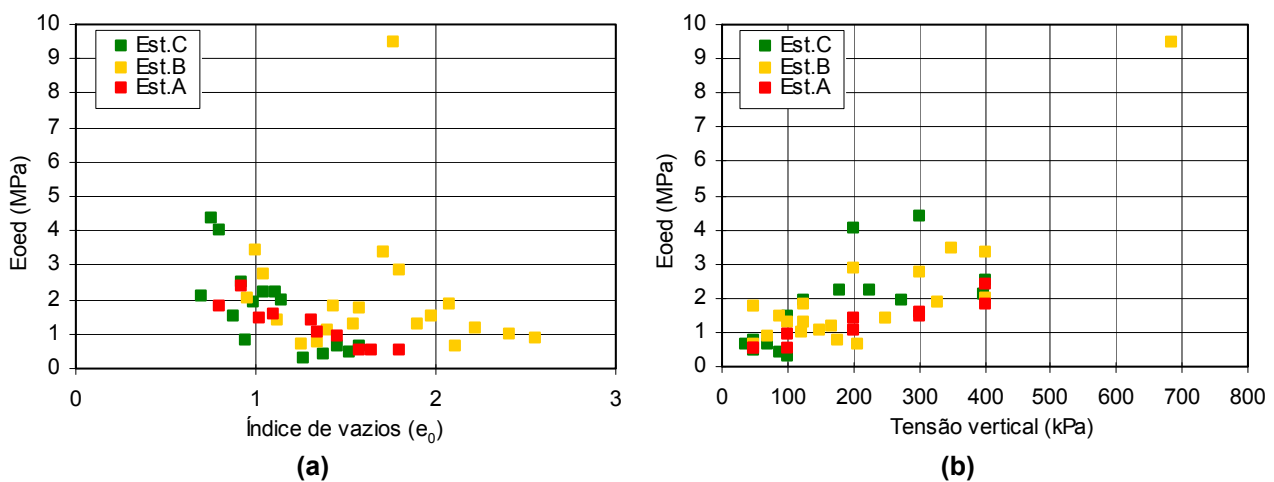


Figura 5.66 – Variação dos módulos de deformabilidade edométricos com o índice de vazios inicial (a) e com a tensão vertical (b).

### 5.3.3.2 Ensaios triaxiais

A realização de ensaios de compressão triaxial em materiais com partículas de grande dimensão, muito deformáveis e heterogêneos, implica a utilização de provetes com grandes dimensões para assegurar a sua representatividade. No presente caso utilizou-se uma câmara triaxial convencional com capacidade para suportar tensões máximas de serviço de  $1700 \text{ kN/m}^2$ , que permitia ensaiar provetes com 150 mm de diâmetro e 300 mm de altura. A dimensão da câmara foi seleccionada em função das características dos resíduos e da prensa disponível no Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, onde os ensaios foram realizados (da marca ELE, modelo Digital Tritest). A aplicação da carga axial foi efectuada através de uma célula de carga da Wykeham Farrance com 50 kN de capacidade e a aplicação das pressões de confinamento e das contra pressões através de interfaces ar-água da ELE com 1000 kPa de capacidade. A Figura 5.67 ilustra o equipamento utilizado.

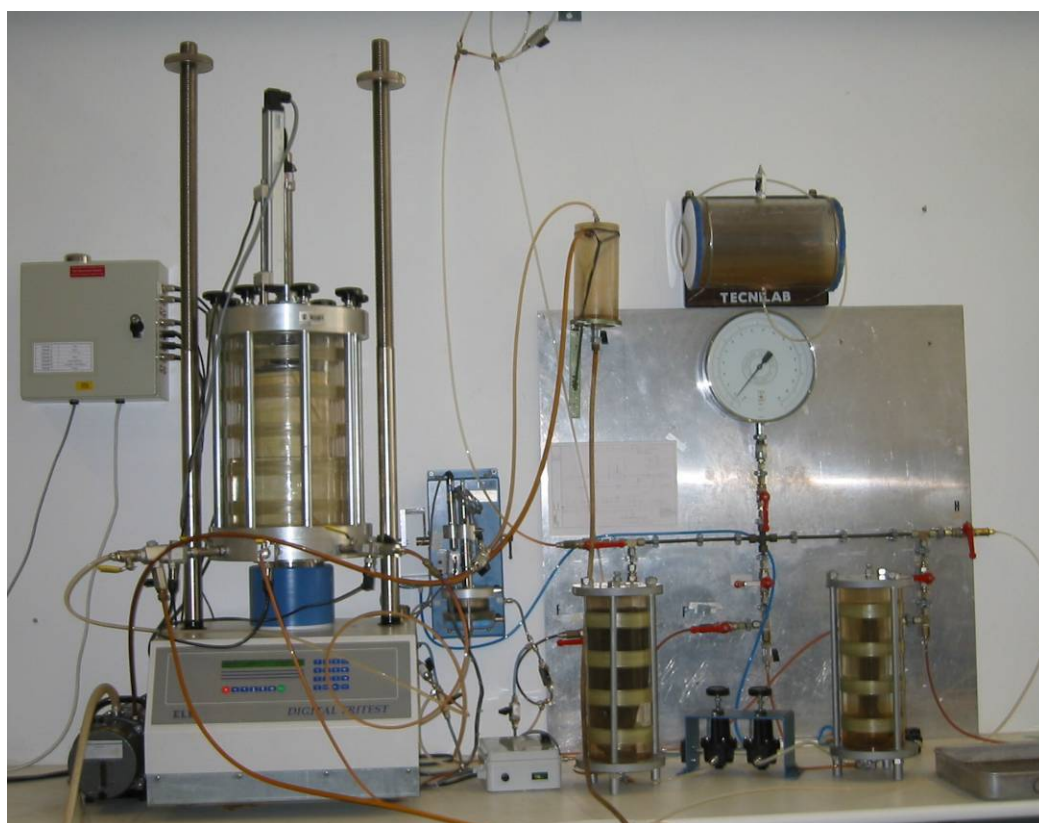


Figura 5.67 – Equipamento utilizado na realização dos ensaios de compressão triaxial.

Inicialmente pretendia-se proceder ao controlo das deformações volumétricas a partir da medição da quantidade de água que entrava ou saía do interior do provete e da câmara, ou seja, a partir quer do interior, quer do exterior do provete. Para tal, utilizaram-se dois medidores de volume, um ligado à câmara e outro ao interior do provete, com  $80 \text{ cm}^3$  e  $100 \text{ cm}^3$  de capacidade, respectivamente. A reduzida capacidade dos medidores de volume face à grande compressibilidade dos resíduos, acarretou grandes dificuldades operacionais, obrigando ao acompanhamento permanente dos ensaios e à realização manual das reversões dos equipamentos. Este procedimento mostrou-se inoperacional, resultando em inúmeros bloqueios dos controladores de volume e, conseqüentemente, à perda de vários ensaios. Na tentativa de encontrar

alternativas começou por se usar apenas um medidor de volume, associado à câmara, e por se adaptar um sistema automático de reversão, através do acoplamento de um sensor e de um motor que promovessem a inversão do medidor mal este atingisse o limite do seu curso (Figura 5.68a). Contudo, este sistema também não foi eficaz já que, apesar de o número de bloqueios ter diminuído, estes continuavam a acontecer, em particular quando a altura de inversão do medidor coincidia com velocidades de deformação volumétrica mais lentas. Após inúmeras tentativas optou-se por proceder ao controlo das deformações volumétricas através da adaptação de um cilindro pneumático da Camozzi, de duplo sentido e com 1170cm<sup>3</sup> de capacidade, a funcionar com interface água-água e ligado a um transdutor de deslocamentos que acompanhava os movimentos do êmbolo (Figura 5.68b).

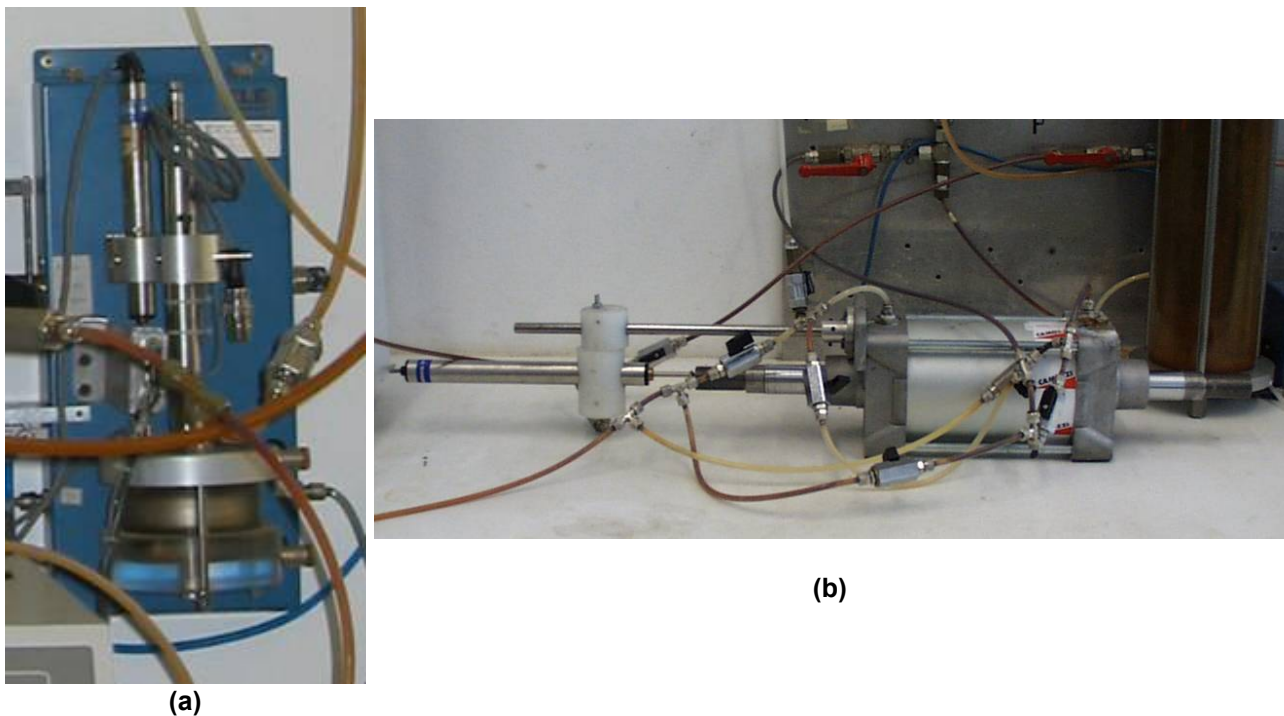


Figura 5.68 – Sistemas usados para controlo das deformações volumétricas: (a) medidor de volume de pequena capacidade com sistema reversível; (b) cilindro pneumático.

A medição dos deslocamentos axiais foi efectuada através de um sistema de posicionamento eléctrico de eixo linear (“potenciómetro”) da Festo, com 22,5 cm de curso. Todos os equipamentos foram calibrados para valores compatíveis com os usados nos ensaios e as variações volumétricas foram corrigidas em função da deformabilidade da câmara e do volume correspondente à entrada do êmbolo da célula de carga. A aquisição dos dados foi efectuada de forma automática e o controlo das pressões manualmente. Para a preparação dos provetes foram construídos moldes idênticos aos do ensaio Proctor, com 150 mm de diâmetro e 300 mm de altura, associados a alongas (Figura 5.69).

Todos os ensaios foram realizados em condições drenadas, sobre provetes saturados e consolidados isotropicamente com tensões compreendidas entre os 35 e os 180 kPa (ensaios CDI). Os provetes foram moldados com teores em água iniciais que facilitassem a compactação dos resíduos e a obtenção de provetes mais estáveis, e de forma a obter-se pesos volúmicos secos idênticos aos *in situ*. A compactação

dos resíduos foi efectuada manualmente, com recurso ao pilão do Proctor Normal, através de 6 camadas de igual altura. À semelhança dos ensaios edométricos, os ensaios triaxiais foram realizados sobre a fracção de resíduos de dimensão inferior a 37,5 mm, tendo-se retirado alguns elementos de maior dimensão identificáveis durante a fase de preparação dos provetes. Na Figura 5.69 apresentam-se algumas fotografias ilustrativas da preparação e montagem dos provetes, bem como de um provete após finalização do ensaio.



Figura 5.69 – Fotografias ilustrativas de várias fases dos ensaios triaxiais sobre amostras de resíduos.

Dados os problemas ocorridos com o controlo das deformações volumétricas e que levaram à perda de vários ensaios, dispõe-se apenas de resultados de 4 amostras, correspondentes a 12 ensaios, realizados sobre duas amostras da Estação A e duas da Estação B.

Para além dos ensaios realizados sobre as amostras de resíduos, procedeu-se ainda à execução de ensaios de compressão triaxial sobre a matriz dos resíduos, correspondente à fracção dos resíduos de dimensão menor que 12,5 mm, à qual se removeu manualmente todos elementos fibrosos identificáveis visualmente, como plásticos, têxteis, etc. Estes ensaios foram igualmente realizados sobre amostras saturadas, consolidadas isotropicamente e em condições drenadas. Estas amostras foram moldadas com

pesos volúmicos secos da ordem dos  $10 \text{ kN/m}^3$ , e o procedimento de preparação dos provetes foi idêntico ao utilizado para os resíduos. Para a realização destes ensaios utilizou-se uma outra câmara triaxial, de menores dimensões, que permitia ensaiar provetes com 100 mm de diâmetro e 200 mm de altura. O objectivo destes ensaios foi o de avaliar a resistência da fracção mais fina dos resíduos sem a presença de elementos de reforço.

Inicialmente pretendia-se proceder à realização de ensaios triaxiais da matriz dos resíduos provenientes das três estações (A, B e C). Porém, face a alguns problemas associados à preparação das amostras de matriz e à grande quantidade de resíduos necessários para a sua preparação (superior à disponível), só foi possível ensaiar 2 provetes de matriz proveniente de resíduos da Estação A (Matriz A) e 3 provetes de matriz proveniente de resíduos da Estação C (Matriz C).

### Ensaio em resíduos

Devido à grande quantidade de ar existente entre as partículas dos resíduos, a saturação dos provetes implicou o uso de elevadas pressões de confinamento e de contra pressões (por vezes da ordem dos 500 a 600 kPa), aplicadas por escalões de cerca de 50 kPa. Para facilitar a saturação dos provetes, começou por se fazer percolar água, através da aplicação de uma contra pressão na base do provete de cerca de 20 a 30 kPa e permitindo a drenagem pelo topo da amostra. Este procedimento era mantido durante um certo intervalo de tempo até que não se observasse a saída de bolhas de ar. Só após esta fase é que se procedia ao fecho da torneira do topo e à aplicação dos patamares crescentes de contra pressão e de pressão na câmara até se obter um valor aceitável para o parâmetro B de Skempton (valores obtidos entre 0,95 e 0,99). Apesar da elevada permeabilidade das amostras, adoptou-se uma velocidade de corte reduzida (0,015 mm/min), menor do que a obtida a partir dos valores de  $t_{90}$  da fase de consolidação ou do que a utilizada por outros autores em ensaios idênticos realizados sobre resíduos (por exemplo: 0,7 mm/min, Carvalho, 1999; ou 1 mm/min, Jessberger & Kockel, 1993).

No Quadro 5.7 apresenta-se um resumo das características iniciais e após consolidação dos provetes, bem como a designação das respectivas amostras.

Quadro 5.7 – Características iniciais e pós consolidação dos provetes dos ensaios triaxiais de resíduos.

Amostra	$\sigma_{\text{cons}}$ (kPa)	W (%)	$\gamma_t$ ( $\text{kN/m}^3$ )	$\gamma_d$ ( $\text{kN/m}^3$ )	$e_0$	$Sr_0$ (%)	$e_{\text{cons}}$	$\gamma_{d_{\text{cons}}}$ ( $\text{kN/m}^3$ )
AM2-A3I <sub>2</sub>	35	38.11	8.64	6.25	1.95	36.75	1.81	6.57
	140	38.31	8.78	6.35	1.91	37.82	1.52	7.34
	180	43.32	9.41	6.57	1.81	45.00	1.44	7.55
AM2-A4I <sub>2</sub>	40	42.34	7.66	5.38	2.59	32.18	2.35	5.77
	90	39.95	8.12	5.80	2.33	33.76	2.12	6.19
	135	40.00	8.24	5.89	2.28	34.53	1.95	6.55
AM2-B1I <sub>2</sub>	60	31.53	9.62	7.31	1.97	35.45	1.81	7.73
	75	31.62	9.62	7.31	1.97	35.52	1.81	7.74
	150	31.97	9.53	7.22	2.01	35.25	1.77	7.85
AM3-B1I <sub>2</sub>	50	29.33	10.41	8.05	1.57	39.41	1.48	8.33
	80	16.54	9.32	8.00	1.58	22.02	1.45	8.42
	140	28.44	10.15	7.94	1.61	37.12	1.43	8.52



Na Figura 5.70 mostram-se os resultados obtidos na fase de consolidação (deformação volumétrica em função do logaritmo do tempo).

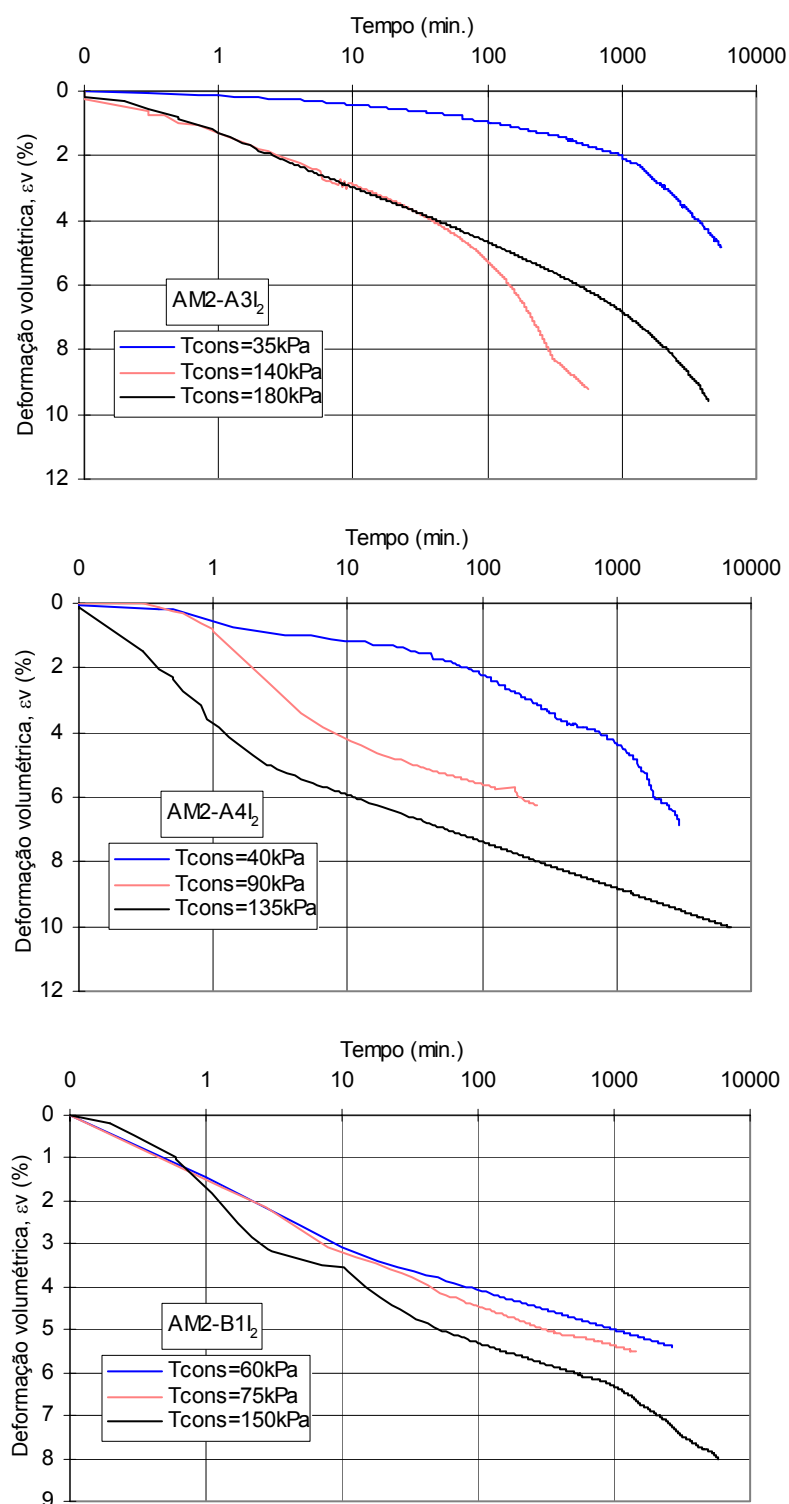


Figura 5.70 – Curvas deformação volumétrica – logaritmo do tempo da fase de consolidação isotrópica (continua na página seguinte).

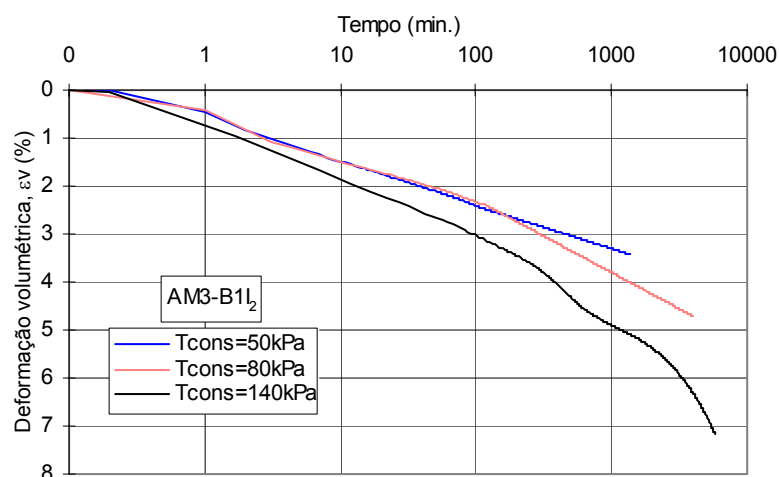


Figura 5.70 – Curvas deformação volumétrica – logaritmo do tempo da fase de consolidação isotrópica (continuação).

Os dados relativos ao fim da consolidação foram determinados a partir da deformação volumétrica e do teor em água no final do ensaio, após o corte, em virtude de não se ter recolhido o líquido drenado que fluiu para o sistema de aplicação de contra pressão. Apesar de as curvas obtidas serem, por vezes, um pouco irregulares, obtiveram-se deformações volumétricas devidas à consolidação isotrópica compreendidas entre 3,4 e 10,0% para tensões de confinamento entre 35 e 180 kPa, verificando-se que os valores mais elevados correspondem, para a mesma ordem de tensão de consolidação, às amostras AM2-A3I<sub>2</sub> e AM2-A4I<sub>2</sub>.

Em alguns dos provetes ensaiados, determinou-se ainda a permeabilidade após o fim da fase de consolidação. Para a determinação deste parâmetro procedeu-se à medição do caudal que atravessava o provete e ao registo das pressões intersticiais no topo e base do provete. A permeabilidade ou condutividade hidráulica é expressa pela razão entre o caudal medido e o produto entre o gradiente hidráulico e a área transversal do provete. No Quadro 5.8 apresentam-se os resultados obtidos, indicando-se para cada um, os respectivos valores da tensão de consolidação do provete.

Quadro 5.8 – Resultados dos ensaios de condutividade hidráulica.

Amostra	Tensão de consolidação (kPa)	Condutividade hidráulica k (m/s)
Am2-A3I <sub>2</sub>	135	$2.21 \times 10^{-4}$
	140	$6.31 \times 10^{-5}$
	180	$2.56 \times 10^{-5}$
Am2-A4I <sub>2</sub>	40	$1.88 \times 10^{-3}$
	90	$9.90 \times 10^{-4}$
	135	$1.18 \times 10^{-5}$
Am2-B1I <sub>2</sub>	40	$2.97 \times 10^{-4}$
	90	$1.94 \times 10^{-4}$
Am1-C1P	50	$7.05 \times 10^{-4}$
	85	$9.72 \times 10^{-5}$
	150	$2.69 \times 10^{-5}$

Os resultados obtidos na fase de corte são apresentados nas Figuras 5.71 a 5.74, expressos, para cada amostra ensaiada, pelas respectivas curvas tensão de desvio – deformação axial e deformação volumétrica – deformação axial. Estas figuras permitem verificar um contínuo aumento das tensões de desvio com os



níveis de deformação axial e a ausência de qualquer pico, verificando-se ainda, em todos os provetes, uma certa concavidade da curva, o que denota um aumento da resistência mobilizada para níveis crescentes de deformação. As deformações volumétricas obtidas durante o corte variaram entre 7,7 e 21,4%, estando os valores mais elevados associados às amostras da Estação A e, naturalmente, dentro da mesma amostra, aos provetes consolidados sob menores pressões.

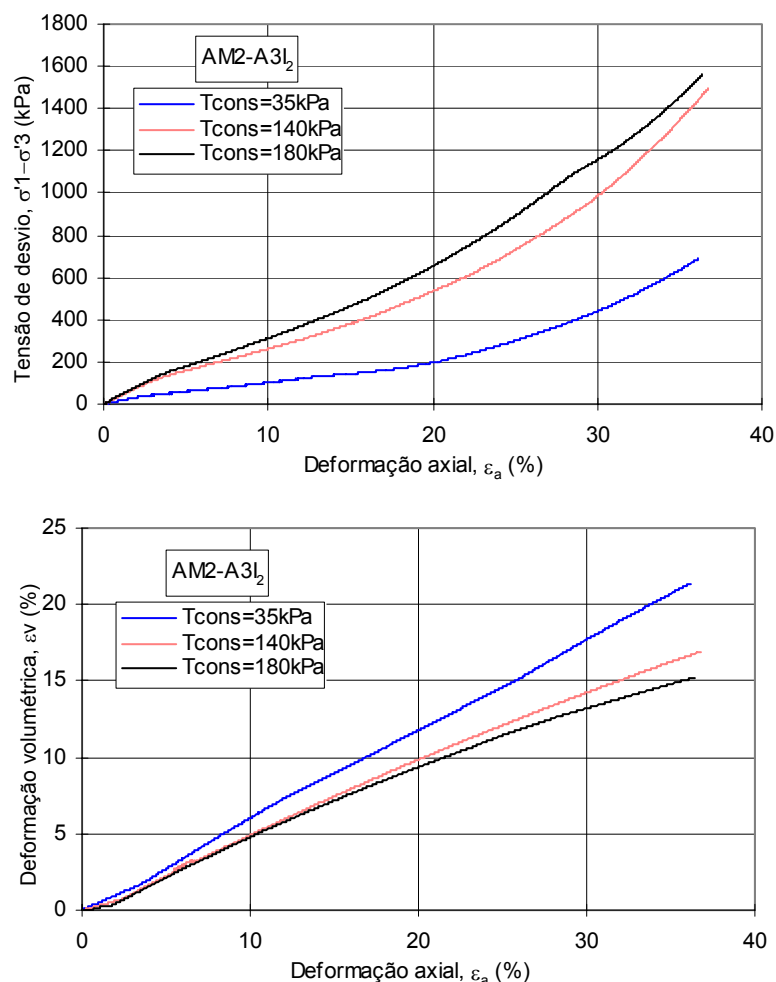


Figura 5.71 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM2-A3I<sub>2</sub>.

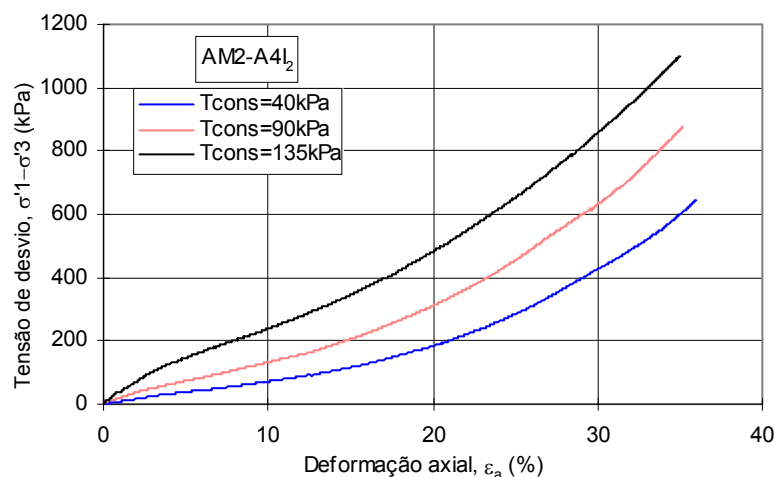


Figura 5.72 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM2-A4I<sub>2</sub> (continua na página seguinte).

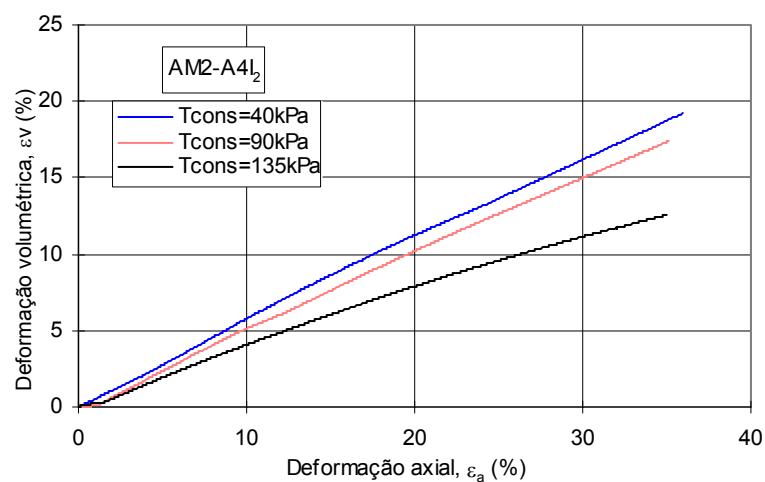


Figura 5.72 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM2-A4I<sub>2</sub> (continuação).

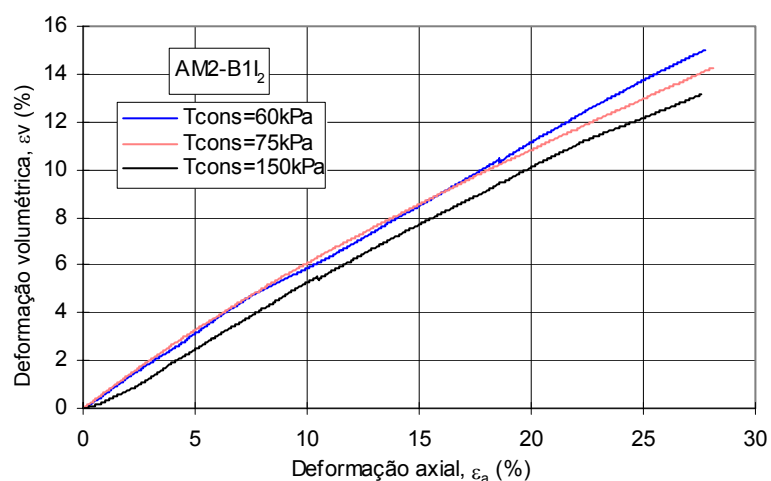
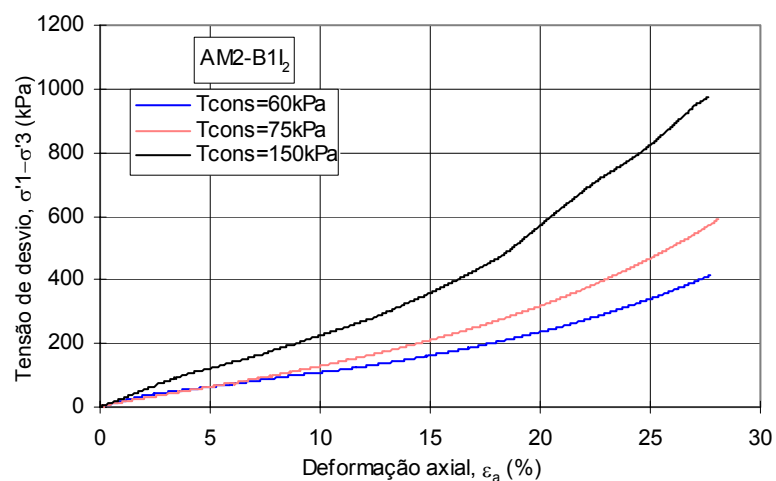


Figura 5.73 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM2-B1I<sub>2</sub>.

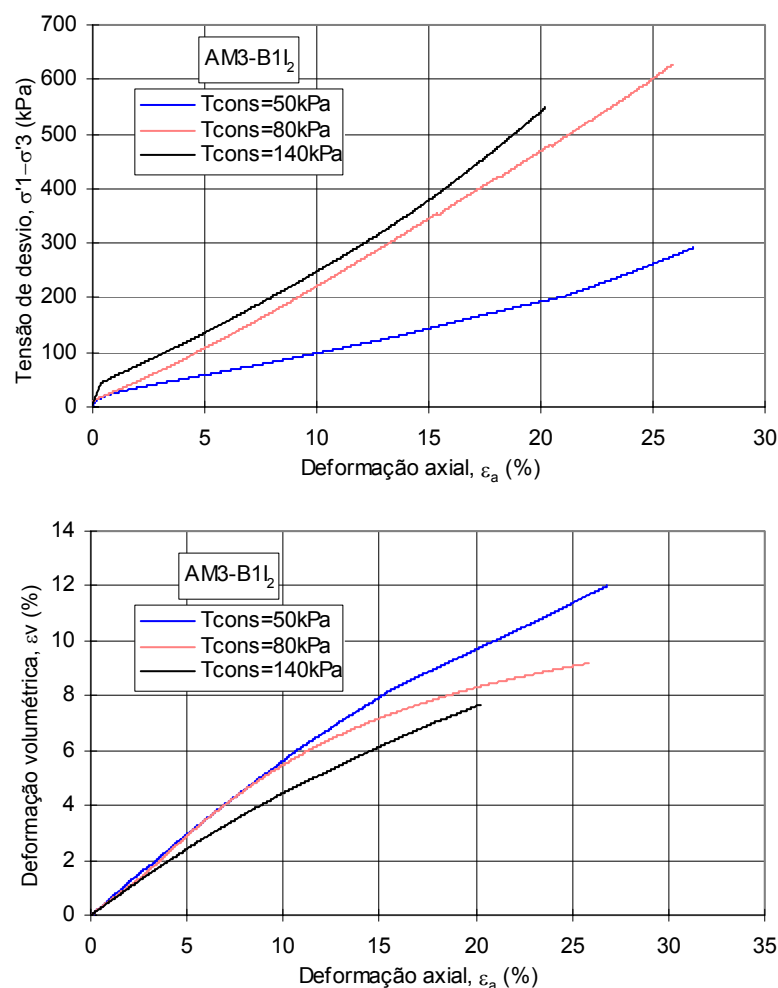
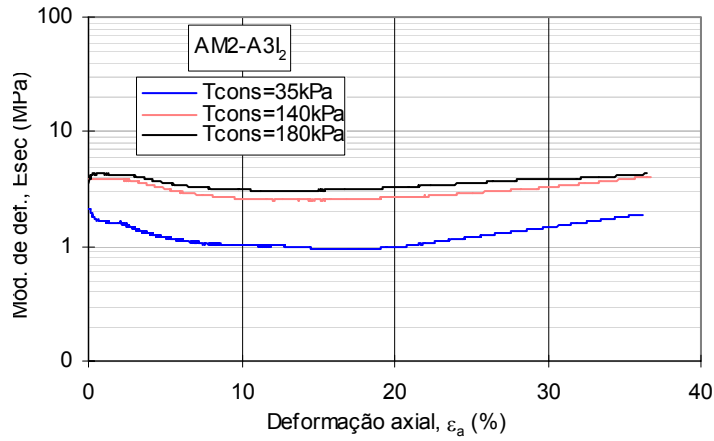


Figura 5.74 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da amostra AM3-B1I<sub>2</sub>.

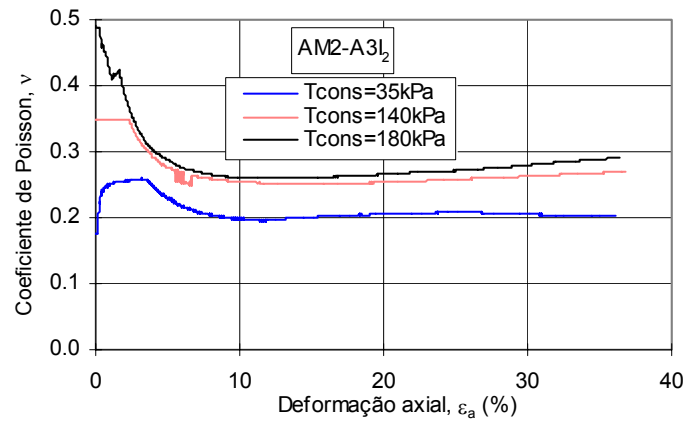
A partir dos dados obtidos procedeu-se à determinação de alguns parâmetros de deformabilidade e de resistência dos resíduos de acordo com os princípios clássicos da mecânica dos solos. Em termos de deformabilidade, determinou-se o módulo de deformabilidade secante, a partir da origem, e o coeficiente de Poisson (determinado a partir da Equação 5.10), os quais são apresentados nas Figuras 5.75 a 5.78 em função da deformação axial.

$$\nu = \frac{\varepsilon_a - \varepsilon_v}{2.\varepsilon_a} \quad (5.10)$$

Em que  $\varepsilon_a$  é a deformação axial e  $\varepsilon_v$  a deformação volumétrica. Os resultados obtidos evidenciam os baixos valores dos módulos de deformabilidade dos resíduos, compreendidos entre 1 e 4 MPa (estando os mais elevados associados aos ensaios realizados sob maiores tensões de confinamento), e são concordantes com os obtidos por outros autores a partir de ensaios triaxiais (por exemplo, Carvalho, (1999) obteve sistematicamente valores inferiores a 4 MPa). Os coeficientes de Poisson tendem a estabilizar para valores da ordem de 0,20 a 0,33 e a aumentar ligeiramente com a tensão de consolidação e com o nível de deformação axial (excluindo para baixos níveis de deformação).

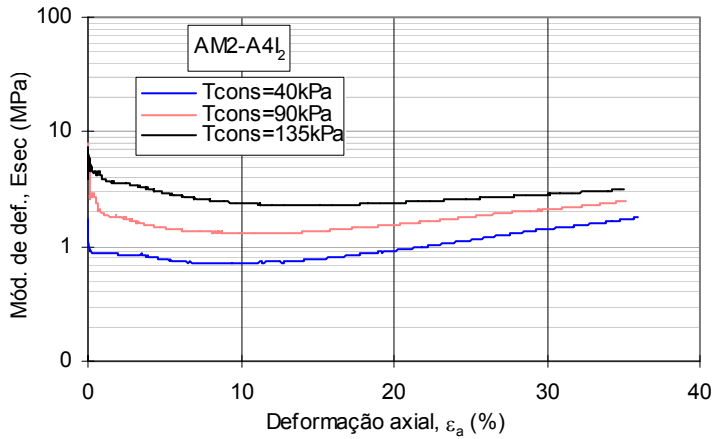


(a)

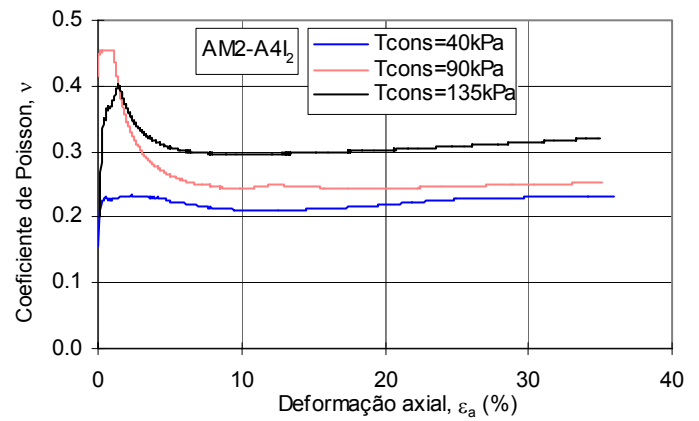


(b)

Figura 5.75 – Variação do módulo de deformabilidade secante (a) e do coeficiente de Poisson (b) em função da deformação axial da amostra AM2-A2I<sub>2</sub>.

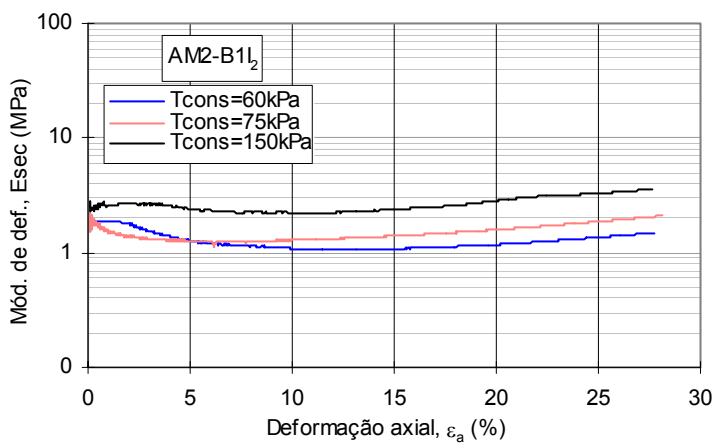


(a)

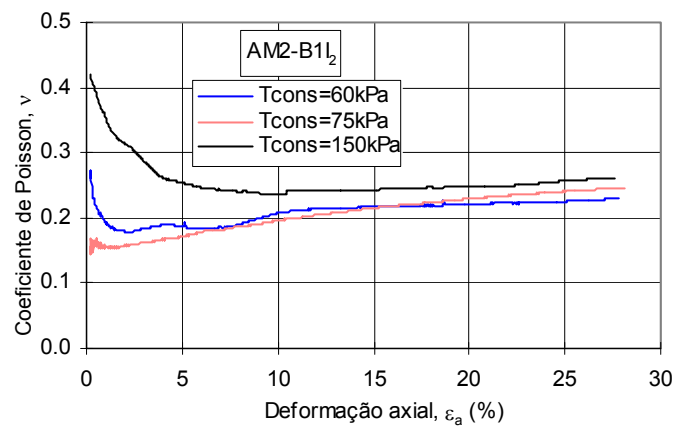


(b)

Figura 5.76 – Variação do módulo de deformabilidade secante (a) e do coeficiente de Poisson (b) em função da deformação axial da amostra AM2-A4I<sub>2</sub>.



(a)



(b)

Figura 5.77 – Variação do módulo de deformabilidade secante (a) e do coeficiente de Poisson (b) em função da deformação axial da amostra AM2-B1I<sub>2</sub>.

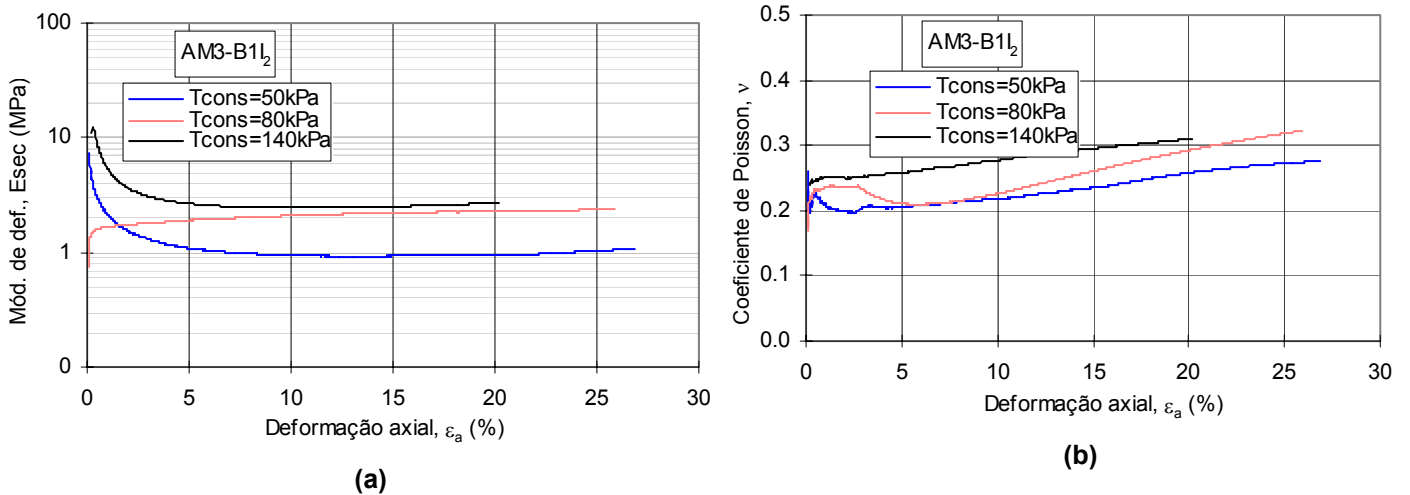


Figura 5.78 – Variação do módulo de deformabilidade secante (a) e do coeficiente de Poisson (b) em função da deformação axial da amostra AM3-B1I<sub>2</sub>.

Nas Figuras 5.79 a 5.82 são apresentadas as envoltentes de rotura de Mohr-Coulomb correspondentes a níveis de deformação axial de 20% e as trajetórias de tensões de cada amostra, bem como as envoltentes de resistência para diferentes níveis de deformação.

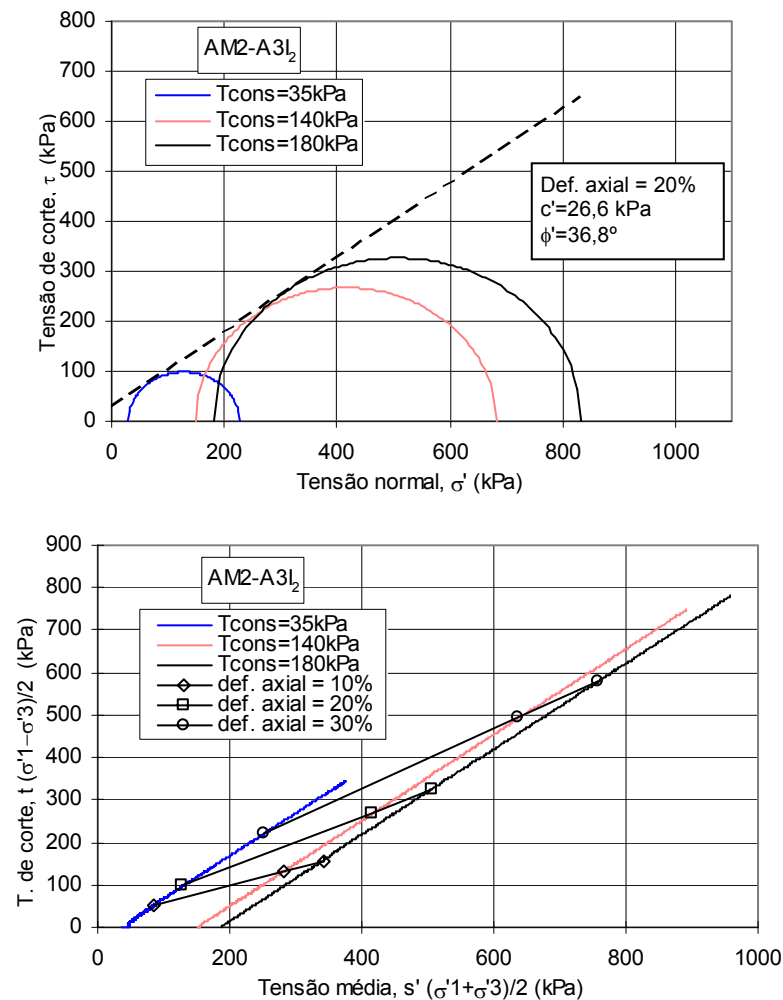


Figura 5.79 – Trajetórias de tensões e envoltentes de resistência da amostra AM2-A3I<sub>2</sub>.

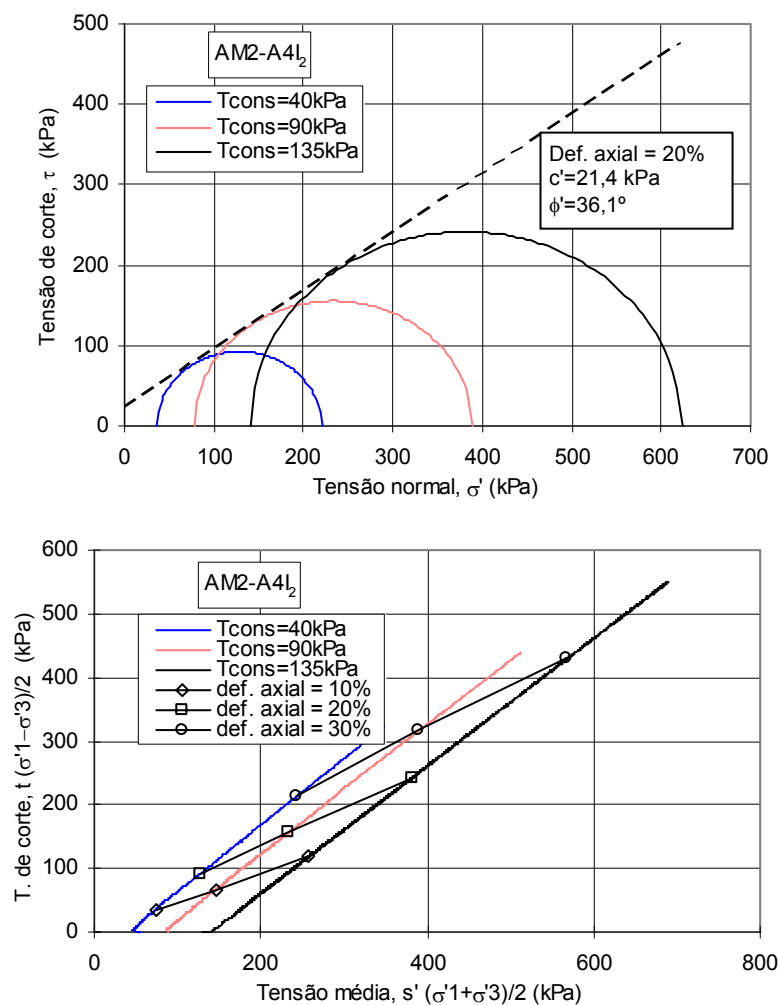


Figura 5.80 – Trajectórias de tensões e envolventes de resistência da amostra AM2-A4I<sub>2</sub>.

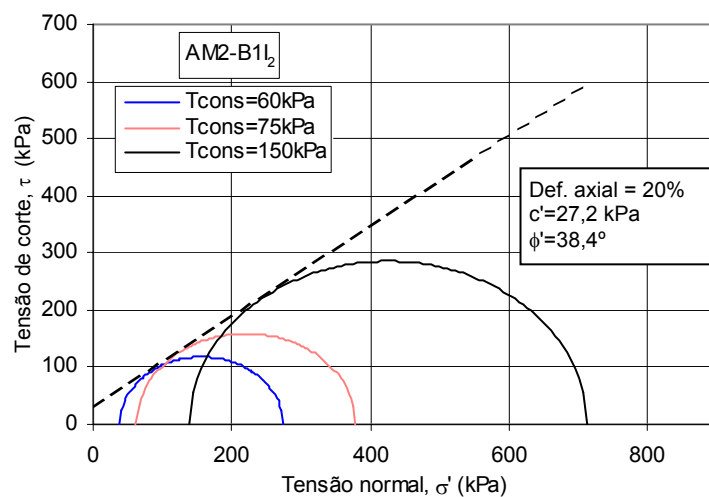


Figura 5.81 – Trajectórias de tensões e envolventes de resistência da amostra AM2-B1I<sub>2</sub> (continua na página seguinte).

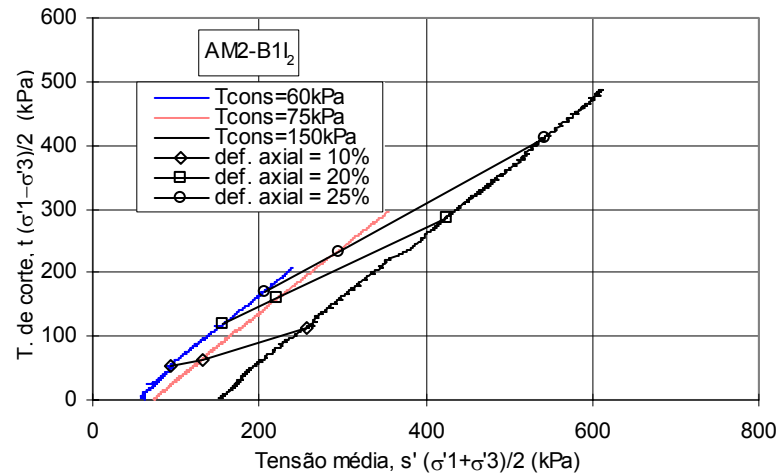


Figura 5.81 – Trajetórias de tensões e envoltentes de resistência da amostra AM2-B1I<sub>2</sub> (continuação).

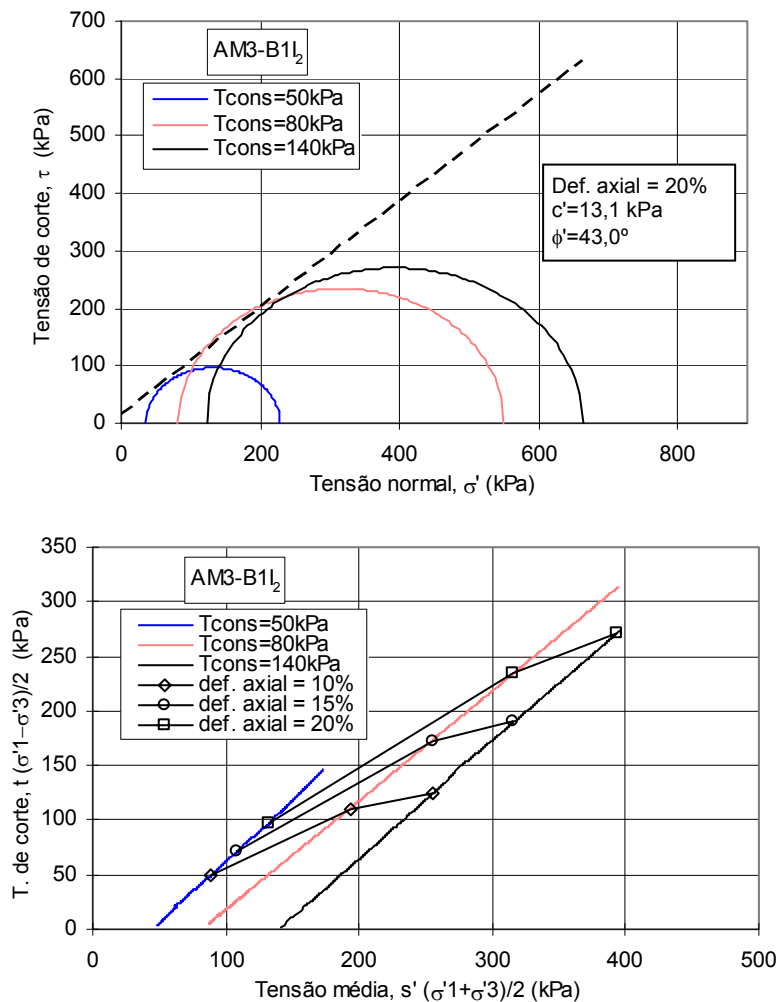


Figura 5.82 – Trajetórias de tensões e envoltentes de resistência da amostra AM3-B1I<sub>2</sub>.

De acordo com o apresentado no § 2.2, na ausência da mobilização de uma resistência de pico, é usual proceder-se à determinação dos parâmetros de resistência ao corte dos resíduos considerando diferentes níveis de deformação. O resumo dos valores da coesão,  $c'$ , e do ângulo de atrito efectivo,  $\phi'$ , mobilizados para diferentes níveis de deformação axial são apresentados no Quadro 5.9.

Quadro 5.9 – Parâmetros de resistência obtidos nos ensaios triaxiais.

Amostra	$\varepsilon_a$ (%)	$c'$ (kPa)	$\phi'$ (°)	Amostra	$\varepsilon_a$ (%)	$c'$ (kPa)	$\phi'$ (°)
AM2-A3I <sub>2</sub>	1	4.2	5.0	AM2-B1I <sub>2</sub>	1	5.6	0.0
	5	12.9	16.7		5	10.4	14.2
	10	17.6	24.2		10	21.0	20.9
	15	21.2	30.9		15	23.8	30.1
	20	26.6	36.8		20	27.2	38.4
	25	39.0	41.5		25	30.1	46.2
	30	59.5	45.0		-	-	-
	35	87.9	48.1		-	-	-
AM2-A4I <sub>2</sub>	1	0.0	6.8	AM3-B1I <sub>2</sub>	1	2.9	8.5
	5	0.0	19.7		5	11.4	16.8
	10	1.8	27.1		10	12.6	27.8
	15	9.4	31.9		15	13.8	36.2
	20	21.4	36.1		20	13.1	43.0
	25	39.9	39.9		25	11.8	50.2
	30	71.9	41.6		-	-	-
	35	105.8	43.9		-	-	-

Todas as amostras evidenciaram um aumento da coesão (excepto para a amostra AM3-B1I<sub>2</sub>, onde os valores da coesão se mantiveram relativamente estáveis para deformações superiores a 5%) e do ângulo de atrito com o aumento da deformação axial (Figura 5.83). Apesar de os níveis de deformação atingidos pelas amostras da Estação B serem inferiores aos atingidos pelas amostras da Estação A, é interessante verificar que o aumento da coesão das amostras A se dá essencialmente para níveis de deformação superiores a 15 - 20%, enquanto os valores do ângulo de atrito denotam o contrário, ou seja, um aumento mais acentuado até deformações da ordem dos 15 a 20% passando, para níveis superiores de deformação, esse aumento a ser mais suave.

No caso das amostras B a transição em termos de ângulo de atrito é mais suave e ocorre para níveis de deformação axial inferiores (da ordem dos 5% a 10%) e, apesar de os resultados em termos de coesão serem menos concordantes, verifica-se que o aumento deste parâmetro é menos acentuado ou praticamente inexistente (amostra AM3-B1I<sub>2</sub>) para níveis de deformação superiores a 5 a 10%.

Comparando os resultados obtidos nas amostras provenientes das duas estações e considerando apenas os níveis de deformação até 25% (níveis atingidos por todas as amostras), parece haver uma diferença de comportamento em função da deformação: em termos de coesão os resultados não são conclusivos para deformações menores que 20% mas demonstram que, para valores superiores, as amostras da Estação A apresentam coesões mais elevadas; relativamente ao ângulo de atrito, os valores obtidos em todas as amostras e até níveis de deformação da ordem dos 15 a 20% são idênticos, verificando-se um ligeiro aumento deste parâmetro para deformações superiores no caso das amostras da Estação B.



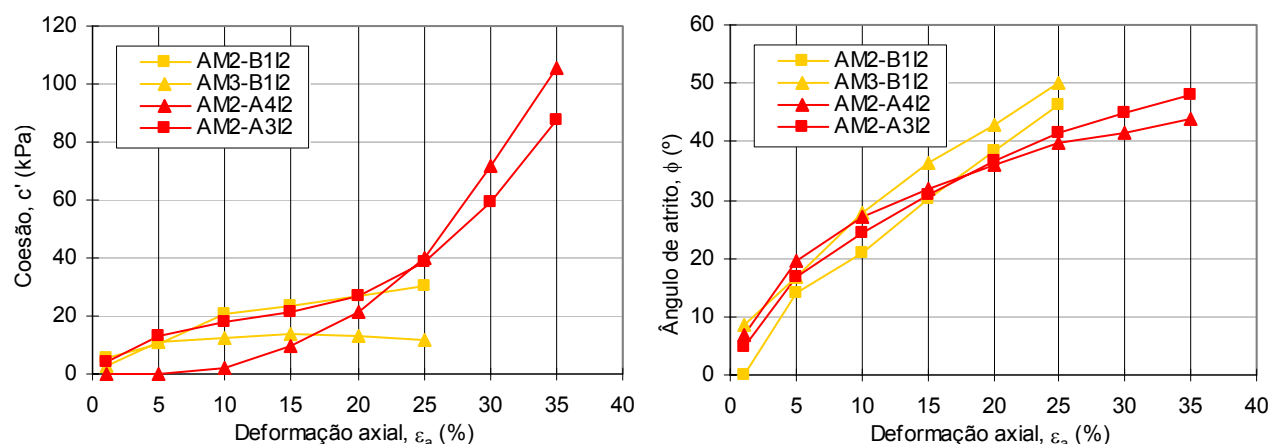


Figura 5.83 – Variação dos valores da coesão e do ângulo de atrito dos resíduos em função da deformação axial.

### Ensaios da matriz

Na Figura 5.84 apresentam-se os resultados obtidos na fase de consolidação (deformação volumétrica em função do logaritmo do tempo) e no Quadro 5.10 um resumo das características iniciais e após consolidação dos provetes da matriz. Obtiveram-se deformações volumétricas devidas à consolidação isotrópica compreendidas entre 2,1 e 4,5% para tensões de confinamento entre 30 e 150 kPa, verificando-se que, para a mesma tensão de consolidação, os valores são idênticos para os dois tipos de matriz e que, com exceção da parte final da curva do MatA-Tcons=30kPa, os valores mais elevados estão associados às tensões de consolidação mais elevadas.

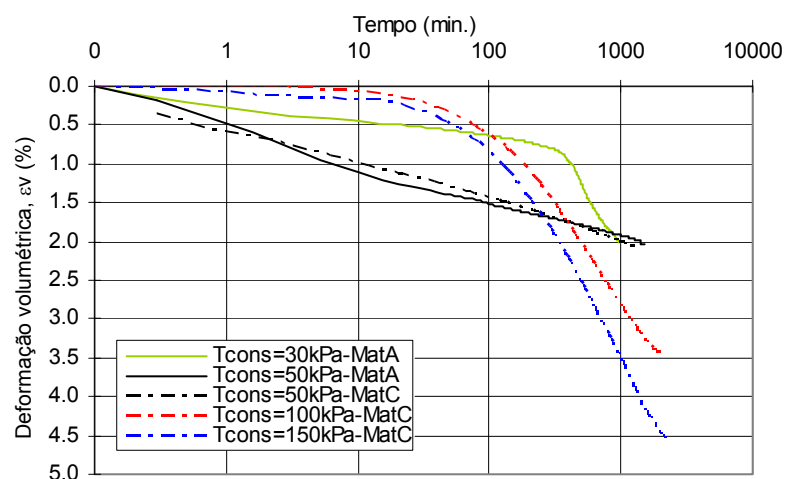


Figura 5.84 – Curvas deformação volumétrica – logaritmo do tempo da fase de consolidação isotrópica dos provetes de matriz.

Quadro 5.10 – Características iniciais e pós consolidação dos provetes dos ensaios triaxiais de matriz.

Amostra	$\sigma_{\text{cons}}$ (kPa)	W (%)	$\gamma_t$ (kN/m <sup>3</sup> )	$\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	$e_0$	$Sr_0$ (%)	$e_{\text{cons}}$	$\gamma_{d_{\text{cons}}}$ (kN/m <sup>3</sup> )
Matriz A	30	20.59	11.96	9.92	1.36	36.18	1.28	10.23
	50	22.81	11.81	9.62	1.43	38.04	1.38	9.82
Matriz C	50	19.46	11.75	9.84	1.38	33.71	1.33	10.03
	100	20.78	11.83	9.79	1.39	35.71	1.29	10.22
	150	20.28	11.97	9.95	1.35	35.85	1.22	10.51

Os resultados obtidos na fase de corte são apresentados na Figura 5.85 e expressos, para cada provete ensaiado, pelas respectivas curvas tensão de desvio – deformação axial e deformação volumétrica – deformação axial. Estas figuras permitem verificar um contínuo aumento das tensões de desvio com os níveis de deformação axial (em particular até deformações axiais da ordem de 15% a 20%) e a ausência de qualquer pico ou tendência para a horizontalidade da curva, excepto, eventualmente, para o provete consolidado a 150 kPa. Ao contrário dos provetes de resíduos, não se verifica, no caso das matrizes, a concavidade de qualquer das curvas. As deformações volumétricas obtidas durante o corte variaram entre 4,5 e 10,7%, sendo ligeiramente superiores no caso da matriz A.

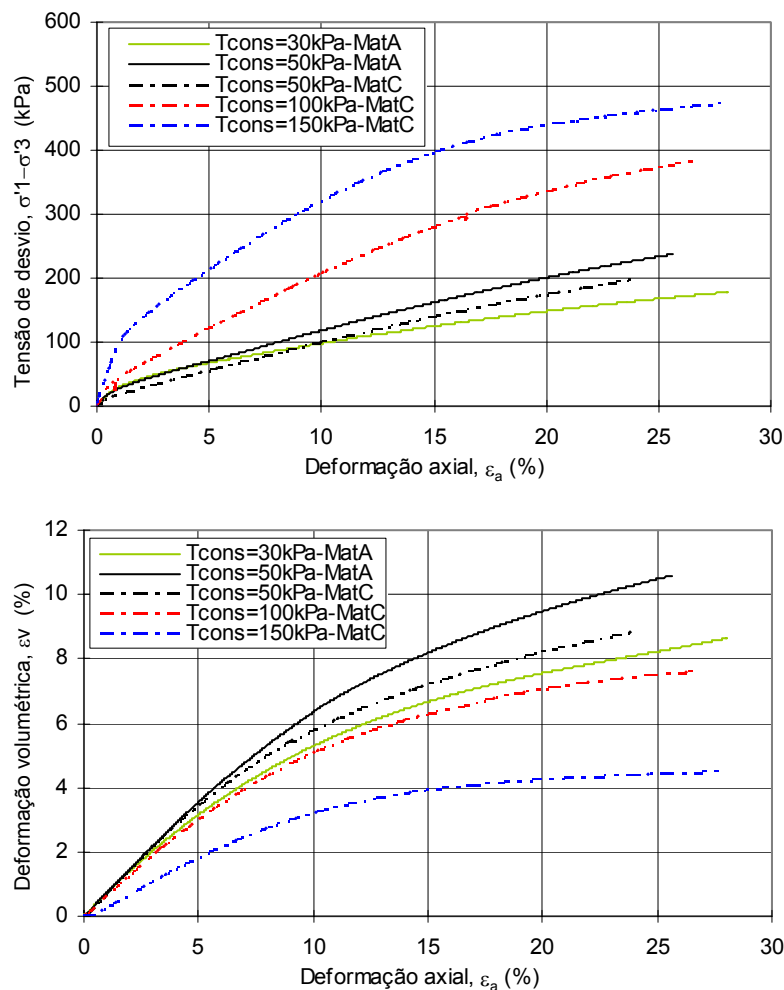


Figura 5.85 – Curvas tensão de desvio e deformação volumétrica em função da deformação axial da matriz dos resíduos.

Tal como para as amostras de resíduo, procedeu-se também para as matrizes à determinação do módulo de deformabilidade secante, a partir da origem, e do coeficiente de Poisson (determinado a partir da Equação 5.9), os quais são apresentados na Figura 5.86 em função da deformação axial.

Os resultados obtidos mostram baixos valores dos módulos de deformabilidade da matriz dos resíduos e diminuição destes com o aumento do nível de deformação axial. Para deformações axiais da ordem dos 25%, obtiveram-se valores entre 0,7 e 2 MPa, estando os mais elevados associados aos ensaios realizados sob maiores tensões de confinamento. Os coeficientes de Poisson tendem a aumentar com a deformação

axial (excepto para deformações axiais inferiores a cerca de 3%), a estabilizar para valores da ordem de 0,2 a 0,4 e, por regra, a aumentar com o aumento da tensão de consolidação.

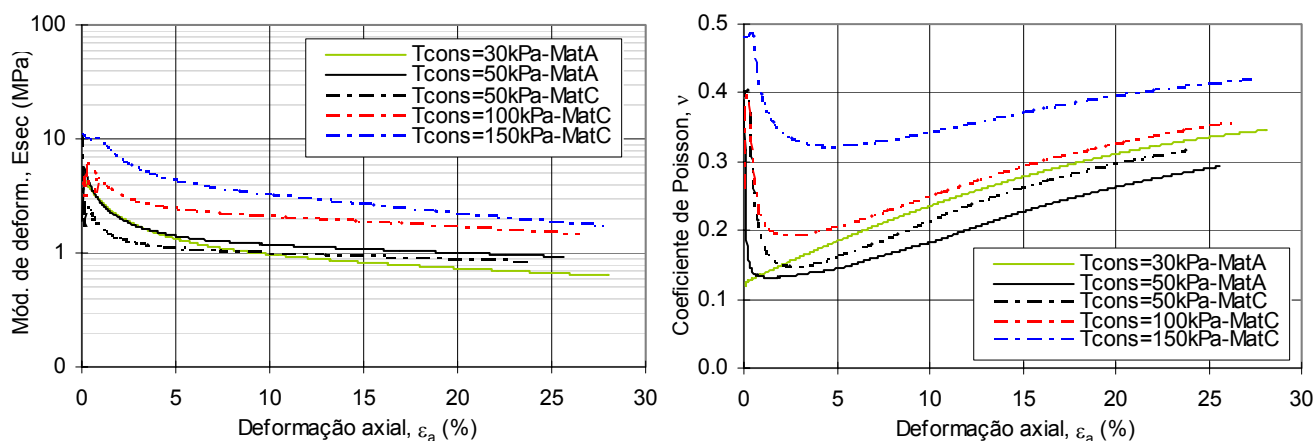


Figura 5.86 – Variação do módulo de deformabilidade secante e do coeficiente de Poisson em função da deformação axial dos provetes de matriz.

Na Figura 5.87 apresentam-se as envolventes de rotura de Mohr-Coulomb correspondentes a níveis de deformação axial de 20% e as trajetórias de tensões de cada amostra, bem como as envolventes de resistência correspondentes a diferentes níveis de deformação.

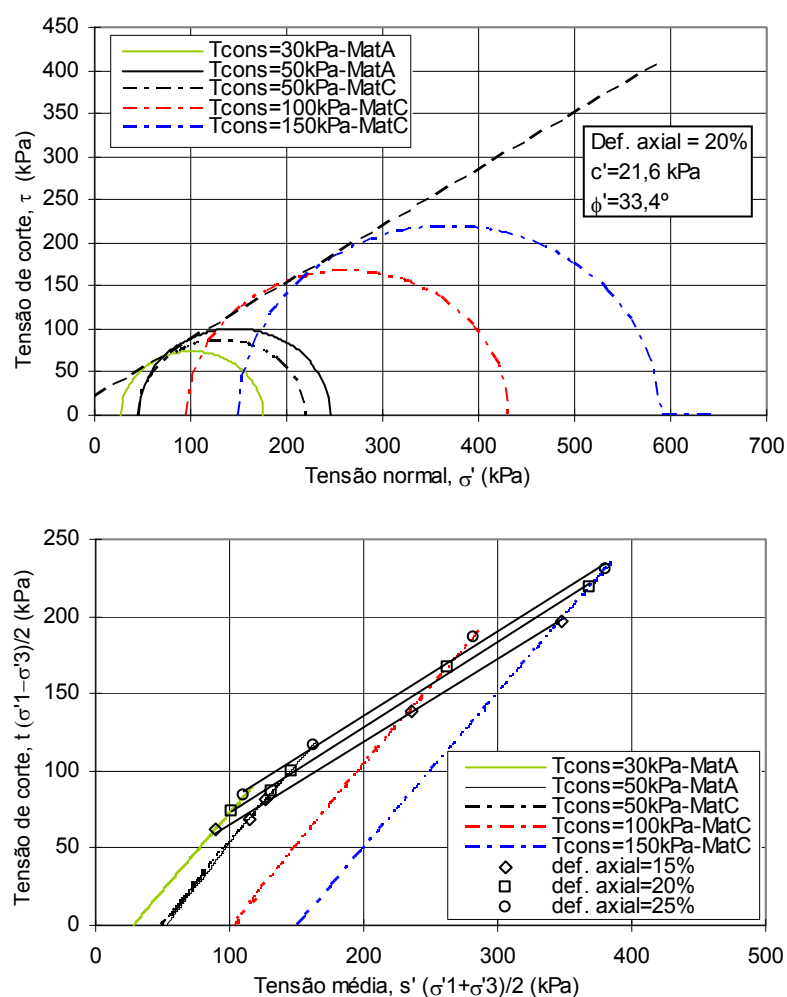


Figura 5.87 – Trajectórias de tensões e envolventes de resistência das amostras de matriz.

No Quadro 5.11 e na Figura 5.88 apresenta-se a evolução dos valores da coesão,  $c'$ , e do ângulo de atrito efectivo,  $\phi'$ , em função dos níveis de deformação axial.

Quadro 5.11 – Parâmetros de resistência obtidos nos ensaios triaxiais da matriz.

$\varepsilon_a$ (%)	$c'$ (kPa)	$\phi'$ (°)
1	0.0	12.9
5	4.0	22.9
10	8.8	29.1
15	14.6	32.3
20	21.6	33.4
25	31.9	33.1

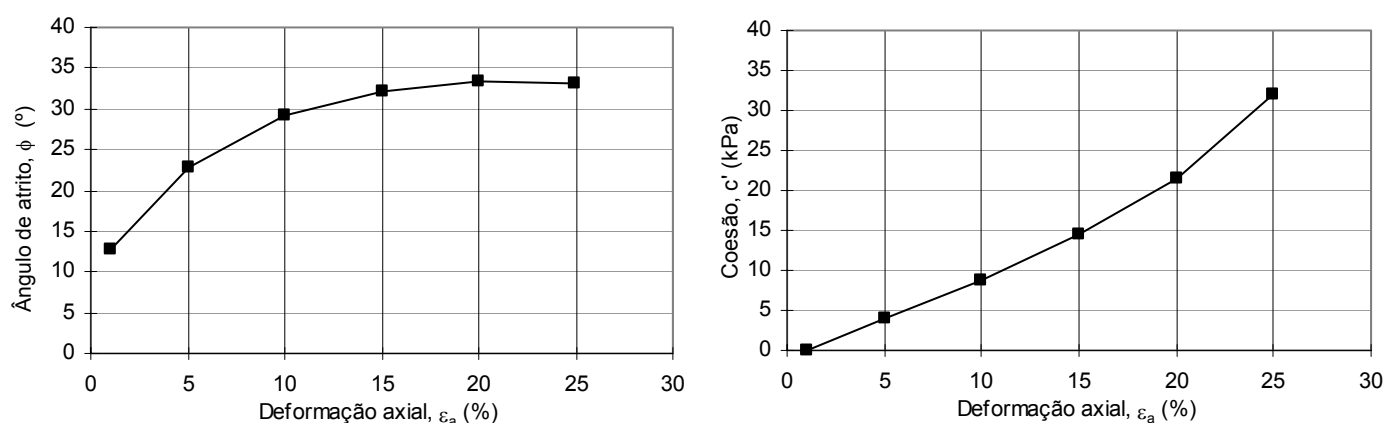


Figura 5.88 – Variação dos valores da coesão e do ângulo de atrito da matriz em função da deformação axial.

Os resultados apresentados permitem verificar que não existe diferença significativa entre os valores de resistência obtidos a partir das duas matrizes (A e C, Figura 5.87), pelo que a determinação dos parâmetros de resistência foi efectuada considerando a totalidade dos provetes ensaiados. Em termos da evolução dos parâmetros de resistência com a deformação axial, verifica-se que a coesão aumenta com o nível de deformação, sendo este crescimento ligeiramente mais acentuado para deformações superiores a 15%-20%, e que o ângulo de atrito regista um aumento maior até deformações da ordem dos 10 a 15% passando, para níveis superiores de deformação, a estabilizar em valores da ordem dos 33°.

#### 5.4 SINOPSE

No presente capítulo procedeu-se à apresentação dos resultados obtidos nos vários ensaios realizados, quer de laboratório quer *in situ*. No capítulo seguinte terá lugar a apresentação dos resultados da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso. A análise conjunta dos diferentes tipos de dados, nomeadamente a comparação dos valores obtidos para os mesmos parâmetros a partir das diferentes metodologias utilizadas, eventuais correlações entre estes e tendências de comportamento, será efectuada nos Capítulos 7 e 8.

## **CAPÍTULO 6. RESULTADOS EXPERIMENTAIS. MONITORIZAÇÃO**

### **6.1 INTRODUÇÃO**

No presente capítulo apresentam-se os resultados obtidos na monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso. Estes resultados em conjunto com os apresentados no capítulo anterior visam, tal como já foi referido, caracterizar o comportamento “geomecânico” dos resíduos e reconstituir a história construtiva do aterro sanitário.

A monitorização desta estrutura ambiental incluiu, para as 3 Estações em estudo, registos topográficos para controlo de assentamentos, medição dos níveis de lixiviados e medição dos assentamentos e das temperaturas do corpo do aterro. Para além do referido, procedeu-se ainda ao registo das tensões instaladas na Estação A (§ 4.3.5). Nos subcapítulos seguintes apresentam-se os respectivos resultados.

### **6.2 TERMINOLOGIA E SIMBOLOGIA CONVENCIONADA**

Definiu-se uma simbologia específica para os tempos e alturas de resíduos determinados através da monitorização. Esta simbologia será usada ao longo do presente trabalho e tem como base o facto de a deposição de resíduos num aterro se processar por camadas e decorrer durante um longo período de tempo, ao longo do qual a deposição não é contínua, isto é, existem tempos de paragem entre a deposição de camadas consecutivas. Por outro lado, pretende-se diferenciar os dados relativos à altura total de resíduos depositados em cada instante (coluna), ou seja, ao topo do aterro ou ao somatório das camadas depositadas até à data (letras maiúsculas), dos dados relativos a cada camada individual de resíduos (letras minúsculas). Assim, convencionou-se a seguinte simbologia:

- $T_c$  – início da construção do aterro, ou seja, da deposição em cada subestação;
- $T_m^0$  – fim da construção do aterro, ou seja, da deposição na subestação;
- $T_m^0$  – início da monitorização da subestação;
- $T_m^{ult}$  – fim da monitorização da subestação;
- $H_j$  – altura total do aterro ou da coluna total de resíduos (camadas 1 a j);
- $H_0$  – altura inicial total do aterro;
- $\Delta H_T$  – assentamento do topo do aterro;
- $\Delta H_{T_{acum}}$  – assentamento acumulado do topo do aterro;
- $\Delta H_p$  – assentamento primário definido a partir das leituras do topo do aterro;
- $\Delta H_s$  – assentamento secundário definido a partir das leituras do topo do aterro;
- $t_{0j}$  – início da deposição da camada j;
- $t_{cj}$  – fim da deposição da camada j;
- $t_m^0 j$  – início da monitorização da camada j;

- $t_m^0$  ou  $t_{mx}^0$  – primeira leitura do equipamento em questão ou do equipamento x;
- $t_m^{ult}$  ou  $t_{mx}^{ult}$  – última leitura do equipamento em questão ou do equipamento x;
- $h_j$  ou  $h_x$  – altura de uma camada j (de 1ª a 10ª) ou de um equipamento x;
- $h_{0j}$  ou  $h_{0x}$  – altura inicial da camada j ou altura de instalação do equipamento x;
- $\Delta h_j$  ou  $\Delta h_x$  – assentamento da camada j ou do equipamento x;
- $\Delta h_{pj}$  – assentamento primário da camada j;
- $\Delta h_{sj}$  – assentamento secundário da camada j;

### 6.3 MARCOS SUPERFICIAIS

O controlo topográfico foi efectuado a partir de marcos superficiais provisórios, associados aos vários piezómetros e calhas inclinométricas, e de marcos definitivos instalados após a finalização da deposição de resíduos (Quadros 4.4 e 4.5, § 4.3.5.2). A leitura regular destes marcos permitiu o acompanhamento dos assentamentos registados pelo aterro e a sequência de deposição de novas camadas no caso da Estação A.

A altura de resíduos depositados foi definida a partir da diferença de cotas entre os levantamentos topográficos e as respectivas cotas da fundação do aterro.

Nas Figuras 6.1 a 6.9 apresenta-se, para cada subestação, a variação da altura de resíduos e os respectivos assentamentos registados em função do tempo. A origem do tempo corresponde ao início da deposição (Tic), nos casos das subestações em que esta ainda não tinha começado aquando do início dos trabalhos de monitorização (subestações A2, A3 e A4), ou ao início da monitorização ( $T_m^0$ ), no caso das restantes subestações. Para facilitar a análise dos resultados os dados obtidos são expressos, em função do tempo, sob 3 formas:

- assentamento do topo do aterro ( $\Delta H_T$ , %) e altura de resíduos depositados (H) – corresponde à variação da altura total de resíduos e aos assentamentos ocorridos após a deposição de cada camada, expressos em relação à altura total de resíduos no fim da deposição da respectiva camada;
- assentamento acumulado ( $\Delta H_{T_{acum}}$ , %) e altura de resíduos depositados (H) – corresponde à variação da altura total de resíduos e aos assentamentos totais verificados desde o início das leituras, expressos, como os anteriores, em relação à altura total de resíduos no fim da deposição da última camada; no caso dos equipamentos instalados numa fase posterior considerou-se, para efeitos de assentamento acumulado e apenas com objectivo de comparar ordens de grandezas dos assentamentos da mesma subestação, o assentamento acumulado medido no primeiro marco instalado na mesma subestação à data de início do controlo do equipamento em causa, já que a altura de resíduos depositados em cada subestação é, no geral, idêntica;
- assentamento acumulado ( $\Delta H_{T_{acum}}$ , m) em função do logaritmo do tempo.

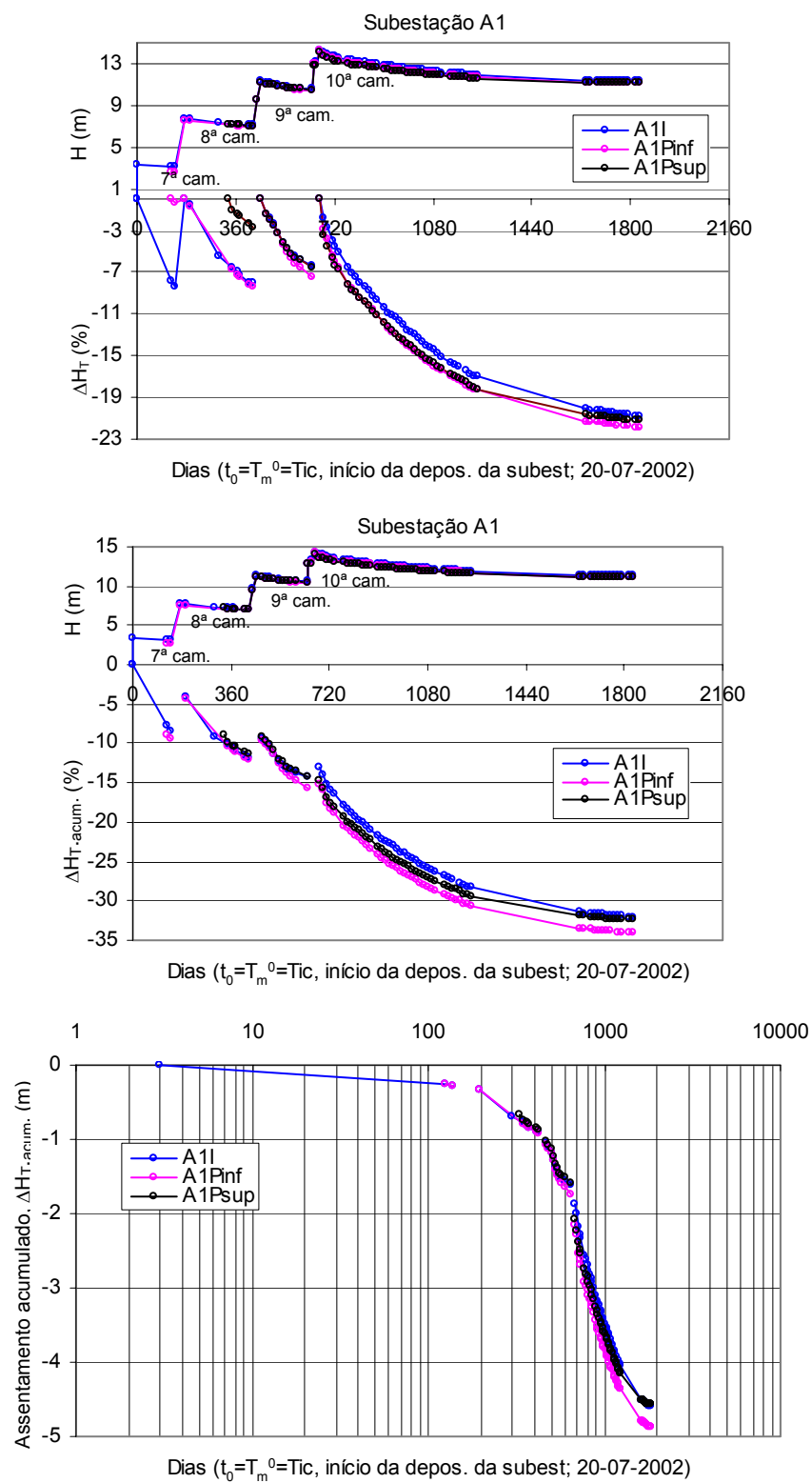


Figura 6.1 – Controlo topográfico da subestação A1.

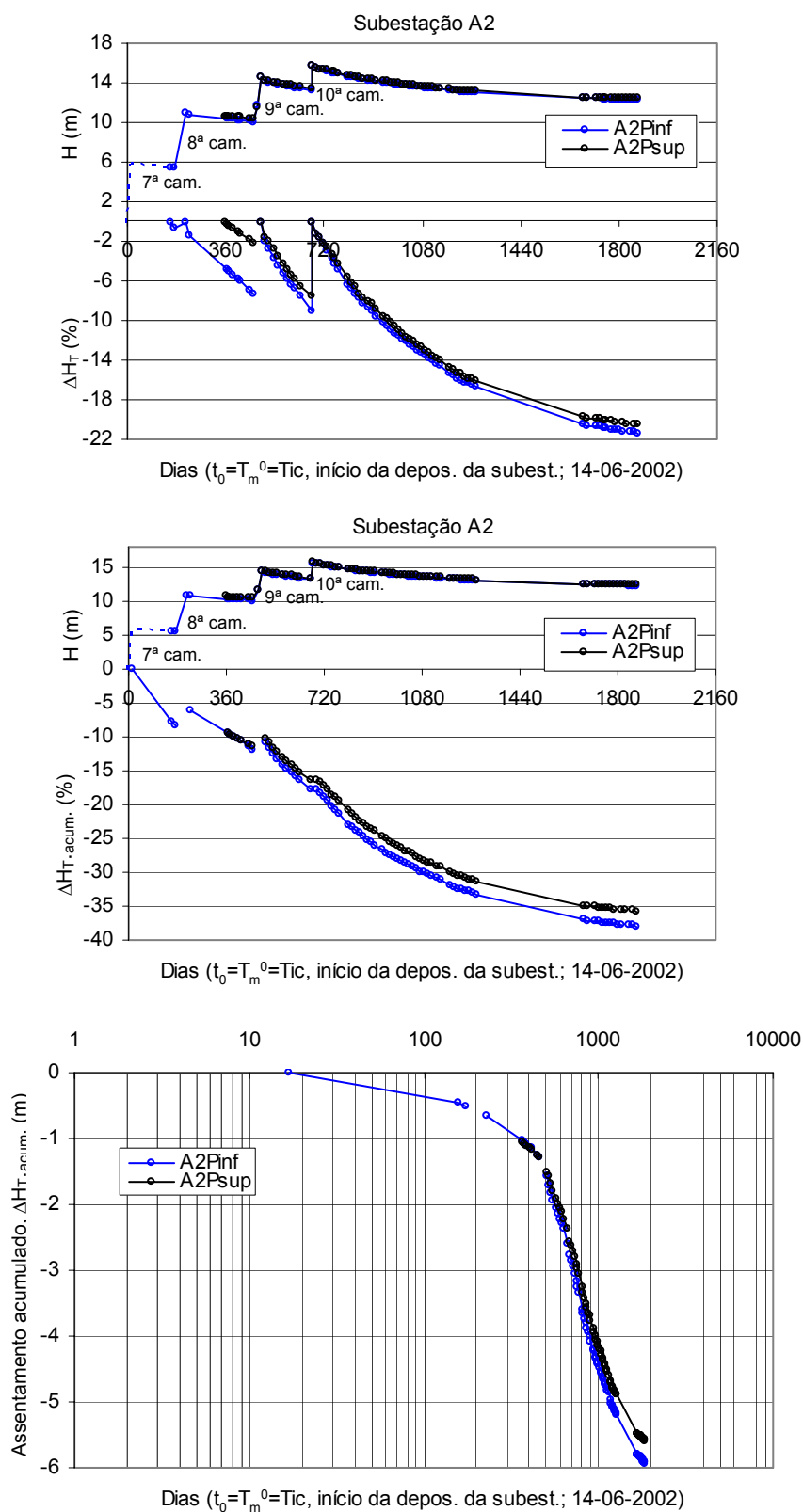


Figura 6.2 – Controle topográfico da subestação A2.



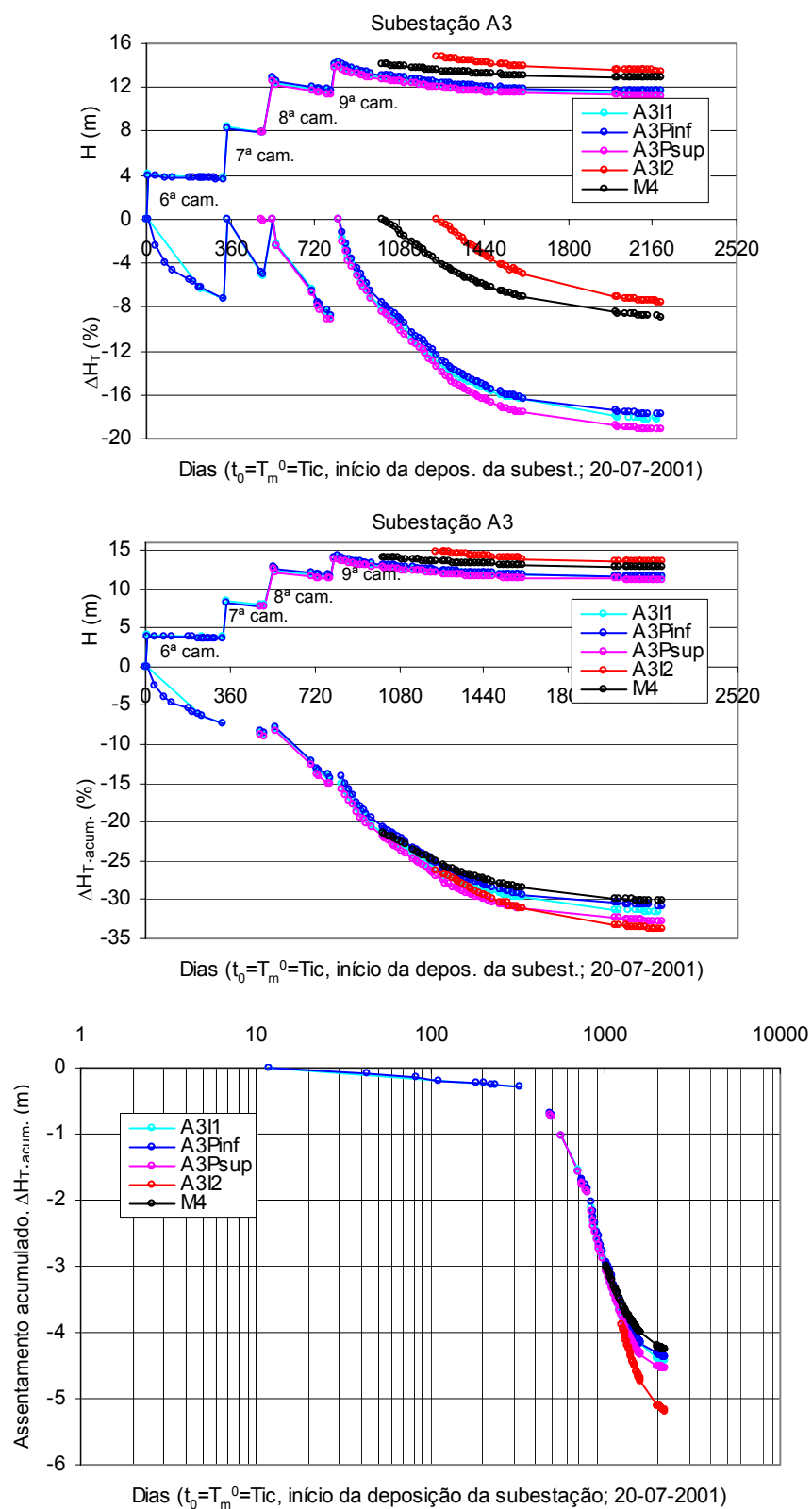


Figura 6.3 – Controlo topográfico da subestação A3.

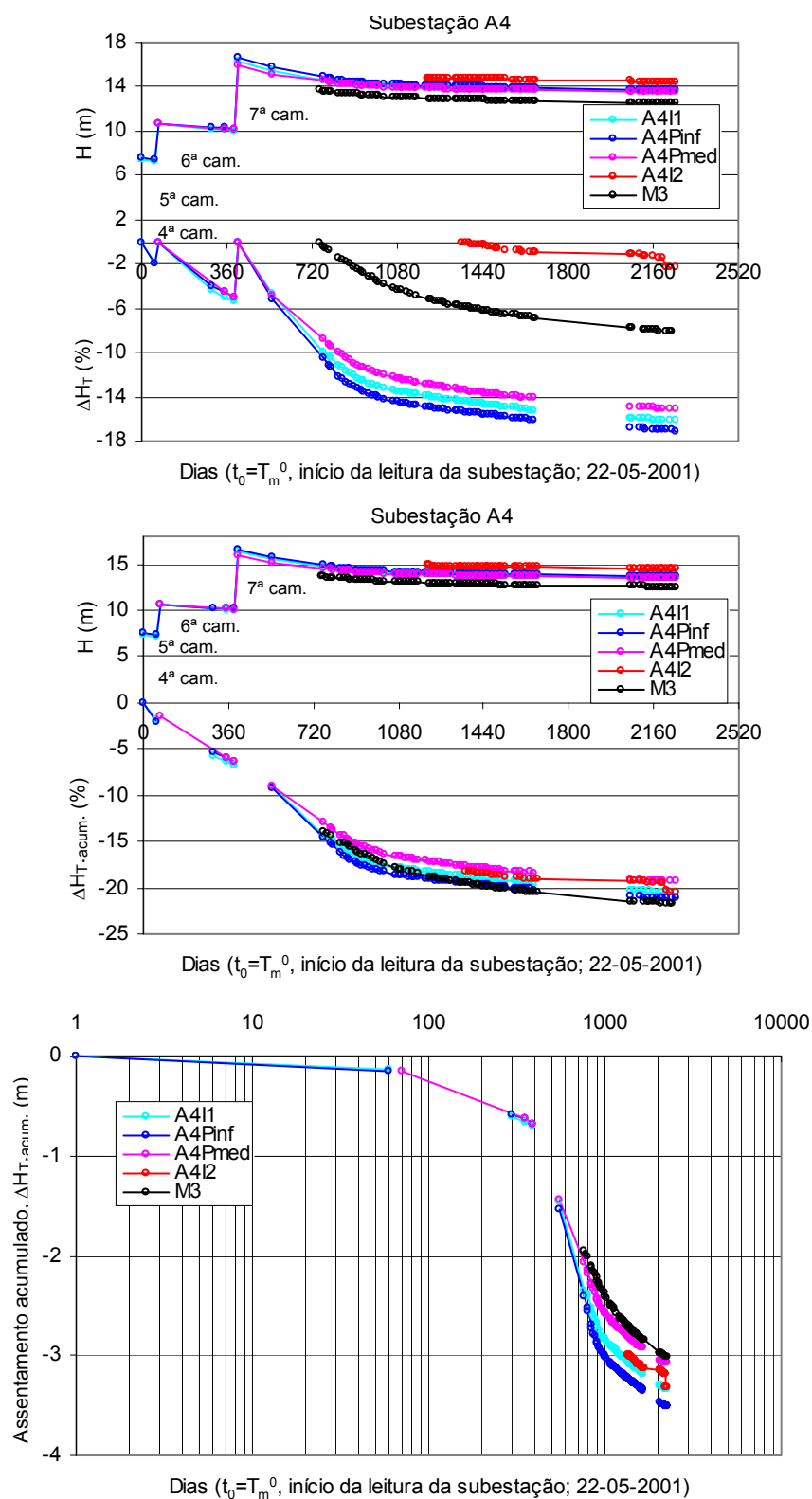


Figura 6.4 – Controlo topográfico da subestação A4.

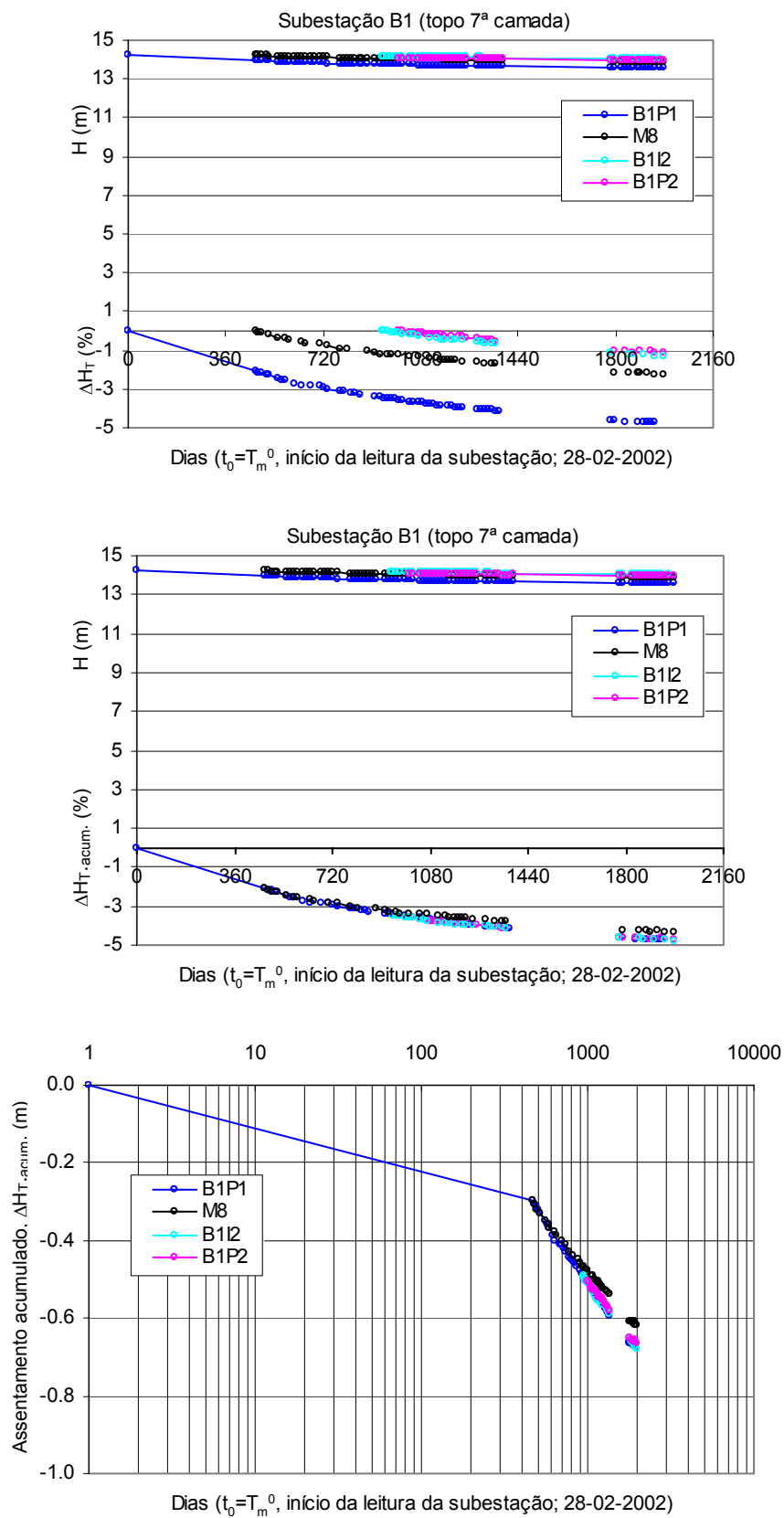


Figura 6.5 – Controlo topográfico da subestação B1.

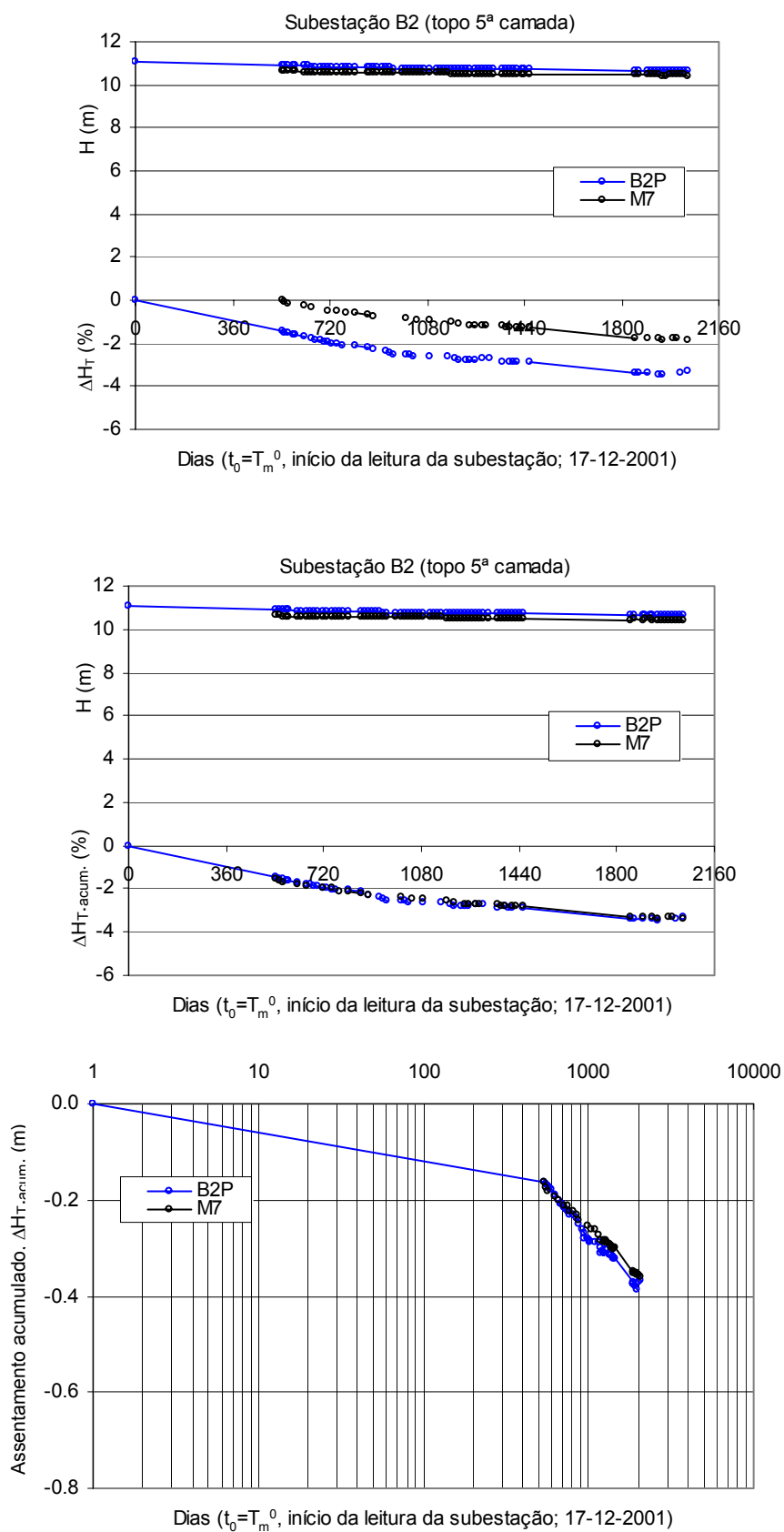


Figura 6.6 – Controle topográfico da subestação B2.

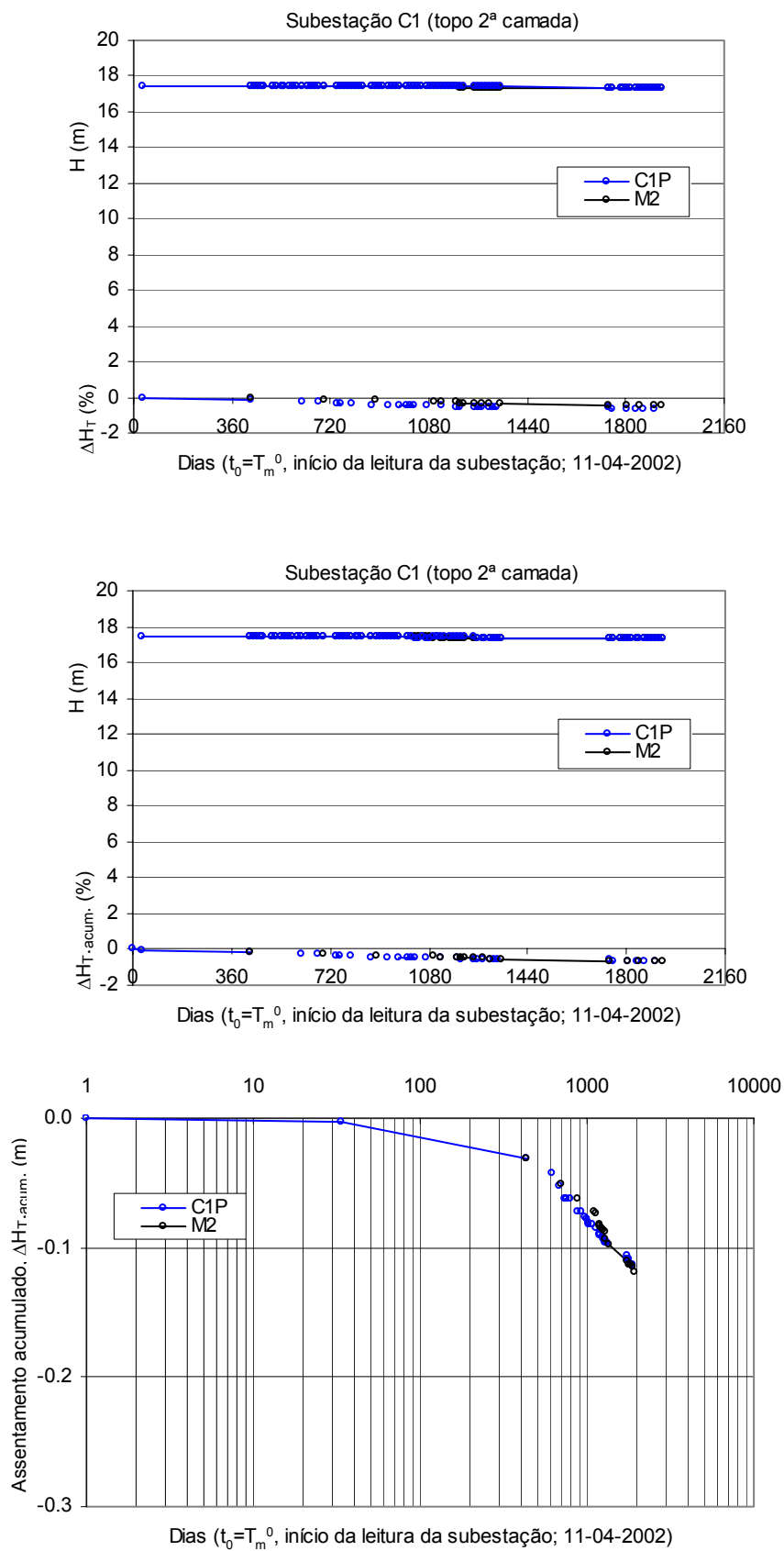


Figura 6.7 – Controlo topográfico da subestação C1.

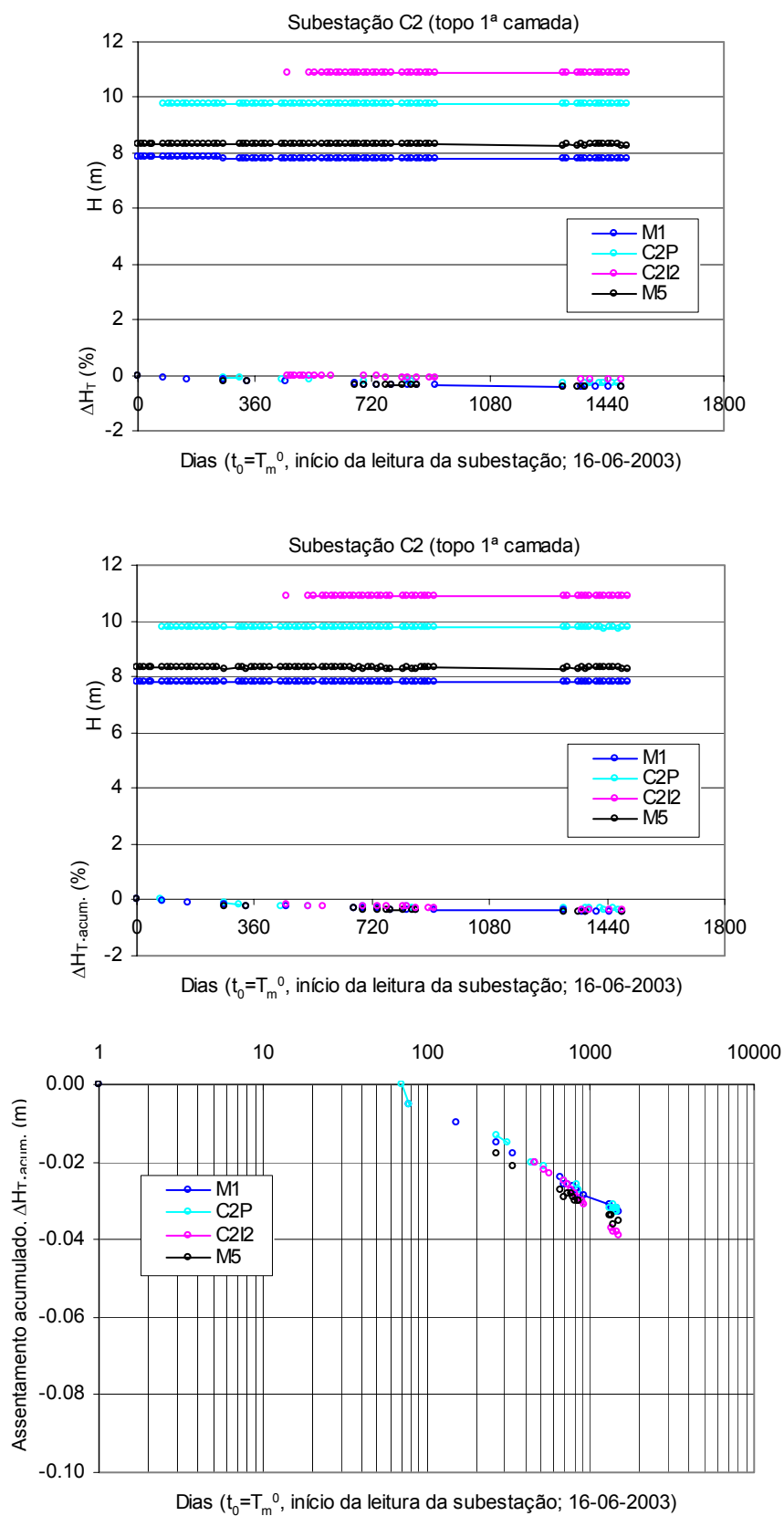


Figura 6.8 – Controle topográfico da subestação C2.

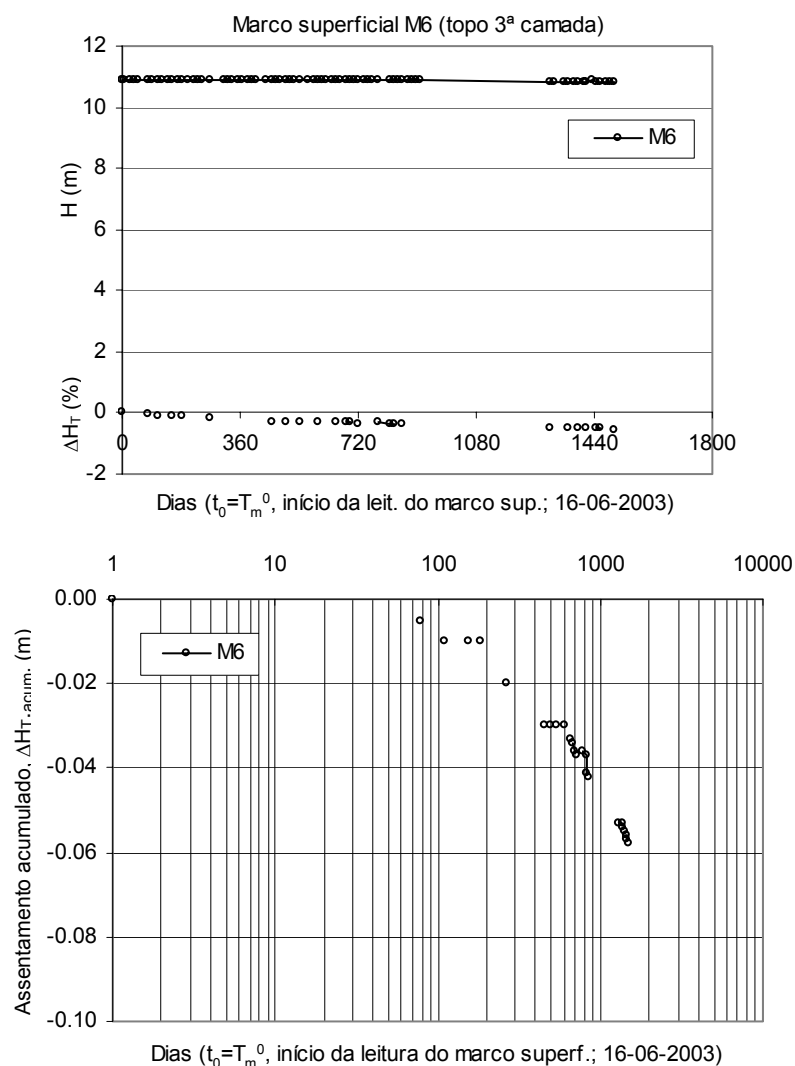


Figura 6.9 – Controlo topográfico do marco superficial M6.

As diferenças de alturas entre alguns dos equipamentos da mesma subestação, nomeadamente na subestação A4 (M3 e A4I<sub>2</sub>) e na subestação A3 (M4 e A3I<sub>2</sub>) devem-se ao facto de terem sido instaladas numa fase posterior, em que as condições de acesso existentes aquando da sua instalação (após o fim da deposição) não permitirem aceder ao alinhamento definido para os equipamentos instalados em simultâneo com a deposição, estando portanto ligeiramente desfasados destes, em locais em que a cota do topo do aterro é superior. O desvio máximo, na direcção perpendicular aos taludes, não ultrapassa contudo os 2 m. No caso da subestação C2, as diferenças de altura de resíduos depositados devem-se a variações da cota do terreno da fundação e não do topo do aterro, em virtude de o terreno natural na zona desta subestação corresponder ao talvegue de uma linha de água encaixada (sub perpendicular aos taludes do aterro).

Como últimos esclarecimentos, refere-se que a apresentação dos resultados relativos ao marco superficial M5 foram associados ao da subestação C2, apesar de este se localizar no alinhamento da Estação B (§ 4.3.5.2, Figura 4.19), por se situar sensivelmente à mesma cota e no topo da mesma camada (1ª), e que o marco M4 foi associado à subestação A3, apesar de na realidade se situar entre as subestações A3 e A4, no topo da 8ª camada (§ 4.3.5.2, Figura 4.19). Por fim, a altura inicial da 7ª camada da subestação A2

(Figura 6.2, a tracejado), foi definida a partir das cotas de resíduos depositados, nas mesmas datas, na subestação A3.

No Quadro 6.1 apresenta-se um resumo dos resultados obtidos indicando-se as datas de início e de fim de deposição e da monitorização de cada subestação, a identificação das respectivas camadas, e, para cada ponto de controlo, as respectivas alturas iniciais de resíduos, os assentamentos totais e os respectivos intervalos de tempo de monitorização. Da análise do Quadro 6.1 e das figuras anteriores ressaltam as diferenças significativas na ordem de grandeza dos assentamentos totais ocorridos entre os locais em que houve deposição de novos resíduos (Subestações A3, A2 e A1 – deposição total durante a monitorização: entre 31 e 38%; Subestação A4 - deposição parcial durante a monitorização: entre 19 e 21%) e as mais antigas em que a deposição já tinha finalizado há alguns anos (Estação B – final da deposição em 1998/1999: entre 1 e 5%; Estação C: final da deposição em 1995/1996: entre 0,2 e 0,7%).



Quadro 6.1 – Resumo dos dados de controlo topográfico.

	Subestação	Tic	Tc	$T_m^0$	$T_m^{ult}$	Camadas depositadas	$H_0 (t_{mj}^0)$ (m)	$\Delta H_{acum} (t_m^{ult} - t_m^0)$		
								(m)	(%)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (dias)
Aumento da idade dos resíduos ↑	C2	01-03-1995*	31-10-1995*	16-06-2003	27-07-2007	1ª	M1 - 7,840	0,033	0,421	1502
							M5 - 8,320	0,035	0,421	1502
							C2P - 9,770	0,028	0,287	1431
							C2I <sub>2</sub> - 10,910	0,019	0,174	1044
	C1	01-03-1995*	30-06-1996*	11-04-2002	27-07-2007	1ª+2ª	C1P - 17,483	0,115	0,658	1933
							M2 - 17,430	0,088	0,505	1502
	M6	01-03-1996*	30-03-1998*	16-06-2003	27-07-2007	2ª+3ª	M6 - 10,900	0,058	0,532	1502
	B2	02-01-1998*	31-12-1998*	17-12-2001	27-07-2007	4ª+5ª	B2P - 11,050	0,368	3,330	2048
							M7 - 10,630	0,196	1,844	1502
	B1	02-01-1998*	01-06-1999*	28-02-2002	27-07-2007	4ª+5ª+7ª	B1P - 14,249	0,673	4,721	1975
							M8 - 14,220	0,321	2,257	1502
							B1I <sub>2</sub> - 14,193	0,187	1,317	1037
							B1P <sub>2</sub> - 14,085	0,158	1,122	974
A4	01-03-1998*	01-07-2002	22-05-2001	27-07-2007	4ª+5ª 4ª+5ª+6ª 4ª+5ª+6ª+7ª	A4I <sub>1</sub> - 7,346 10,606 16,282				
								3,338	20,501	2257
						A4Pinf - 7,554 10,727 16,578				
								3,512	21,187	2257
						A4Pmed - 10,620 15,910		3,007	19,342	2186
					4ª+5ª+6ª+7ª	M3 - 13,650		1,104	8,088	1502
								0,357	2,454	1051

\* - data aproximada (definida com base nos registo da AMAVE e entidades exploradoras); Tic – início da deposição na subestação; Tc – fim da deposição na subestação;  $T_m^0$  – início da monitorização da subestação;  $T_m^{ult}$  – fim da monitorização da subestação;  $t_{mj}^0$  – início da monitorização da camada j;  $t_m^0$  – primeira leitura do equipamento;  $t_m^{ult}$  – última leitura do equipamento;  $H_0$  – altura inicial;  $\Delta H$  – assentamento; 1ª... - nº das camadas depositadas.

Quadro 6.1 – Resumo dos dados de controlo topográfico (continuação).

	Subestação	Tic	Tc	$T_m^0$	$T_m^{ult}$	Camadas depositadas	$H_0 (t_{mj}^0)$ (m)	$\Delta H_{acum} (t_m^{ult} - t_m^0)$		
								(m)	(%)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (dias)
Aumento da idade dos resíduos ↑	A3	20-07-2001	16-10-2003	20-07-2001	27-07-2007	6 <sup>a</sup>	A3I <sub>1</sub> – 4,060			
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	8,370			
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	12,750			
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	14,070	4,441	31,564	2186
						6 <sup>a</sup>	A3Pinf – 3,971			
	A2	14-06-2002	23-04-2004	14-06-2002	27-07-2002	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	8,261			
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	12,861			
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	14,200	4,373	30,796	2186
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	A3Psup – 7,861			
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	12,500			
	A1	20-07-2007	19-05-2004	20-07-2002	27-07-2007	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	13,894	4,544	32,741	1709
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	M4 – 14,090	1,254	8,900	1190
						6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	A3I <sub>2</sub> – 14,797	1,309	7,578	960
						7 <sup>a</sup>	A2Pinf – 5,430			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	10,881			
	A2	14-06-2002	23-04-2004	14-06-2002	27-07-2002	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	14,500			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	15,630	5,934	37,965	1709
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	A2Psup – 10,662			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	14,500			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	15,659	5,597	35,742	1509
	A1	20-07-2007	19-05-2004	20-07-2002	27-07-2007	7 <sup>a</sup>	A1I – 3,342			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	7,703			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	11,303			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	14,322	4,591	32,056	1830
						7 <sup>a</sup>	A1Pinf – 2,621			
	A2	14-06-2002	23-04-2004	14-06-2002	27-07-2002	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	7,583			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	11,208			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	14,291	4,870	34,078	1708
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	A1Psup – 7,178			
						7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	11,205			
	A1	20-07-2007	19-05-2004	20-07-2002	27-07-2007	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	14,118	4,576	32,414	1502

\* - data aproximada (definida com base nos registo da AMAVE e entidades exploradoras); Tic – início da deposição na subestação; Tc – fim da deposição na subestação;  $T_m^0$  – início da monitorização da subestação;  $T_m^{ult}$  – fim da monitorização da subestação;  $t_{mj}^0$  – início da monitorização da camada j;  $t_m^0$  – primeira leitura do equipamento;  $t_m^{ult}$  – última leitura do equipamento;  $H_0$  – altura inicial;  $\Delta H$  – assentamento; 1<sup>a</sup>... - n<sup>o</sup> das camadas depositadas.

#### 6.4 ARANHAS E PLACAS MAGNÉTICAS ACOPLADAS A CALHAS INCLINOMÉTRICAS

A partir das aranhas e placas magnéticas instaladas ao longo de calhas inclinométricas procedeu-se ao registo dos assentamentos do corpo do aterro de resíduos. As placas magnéticas foram utilizadas nos casos em que a deposição foi efectuada em simultâneo com a instalação dos equipamentos de monitorização e as aranhas nos casos em que a deposição já tinha finalizado, tendo a sua instalação sido efectuada no interior de furos de sondagem. No § 4.3.5.1 explicaram-se os procedimentos utilizados na sua instalação e leitura. Nenhuma das calhas inclinométricas instaladas durante a fase de deposição resistiu às manobras ou deformações excessivas associadas à subida do aterro, verificando-se, em algumas, a perda simultânea de acesso a todas as placas instaladas (A4I<sub>1</sub> e A1I<sub>1</sub>) e, noutras, uma perda progressiva, primeiro das placas dos níveis inferiores e, mais tarde, das colocadas a cotas superiores (A3I<sub>1</sub>). Por este motivo algumas destas calhas inclinométricas foram posteriormente substituídas, após finalização da deposição (A3I<sub>2</sub> e A4I<sub>2</sub>).

No total foram instaladas 7 calhas inclinométricas, das quais 3 foram colocadas em simultâneo com a deposição dos resíduos (nas subestações A1, A3 e A4) e as restantes 4 instaladas após finalização da deposição (nas subestações C2, B1, A3 e A4, em que as das subestações A foram, conforme mencionado, colocadas com o objectivo de substituir as iniciais que, entretanto, ficaram fora de serviço).

Por dificuldades de acesso a algumas das calhas ou por avaria do equipamento de leitura, existem alguns períodos em que não foi possível efectuar leituras. A 2ª placa instalada na subestação A1 apresentou um comportamento anómalo logo após a sua instalação (§ 4.3.5.2) pelo que não existem dados deste equipamento. Também a 5ª aranha do A3I<sub>2</sub> apresentou, aproximadamente a partir do 60º dia após a sua instalação, um comportamento anómalo, já que os assentamentos medidos a partir dessa data passaram a ser inferiores aos das restantes aranhas do mesmo inclinómetro (instaladas a cotas inferiores) pelo que, apesar dos cuidados havidos durante a instalação, se admite que esta aranha possa ter ficado presa numa das uniões da calha inclinométrica. Relativamente à subestação C2 não se apresentam os resultados obtidos por não se considerarem fiáveis. Esta subestação é constituída apenas por uma camada (1ª) e os assentamentos registados, a partir dos marcos superficiais instalados no topo do aterro, foram, comparativamente com os das restantes subestações, muito reduzidos (da ordem dos 2 a 4 cm para o tempo total de monitorização, Figura 6.9, § 6.2). Considerando a velocidade dos assentamentos ocorridos e o método utilizado para leitura das placas e aranhas magnéticas (torpedo magnético associado a cabo graduado em centímetros) constata-se que este não permite acompanhar com rigor os reduzidos assentamentos das aranhas instaladas (em princípio, iguais ou menores que os do topo do aterro). Na verdade, as leituras obtidas apresentam alguma dispersão de valores, indicando por vezes aumento da altura das aranhas, e não são concordantes com as registadas para o topo do aterro. Pelos motivos indicados não se consideraram os resultados destes equipamentos.

As Figuras 6.10 a 6.13 ilustram os resultados obtidos em cada subestação em que foram instaladas calhas inclinométricas, salvo as situações indicadas anteriormente (subestação C2 e 2ª placa da subestação A1).

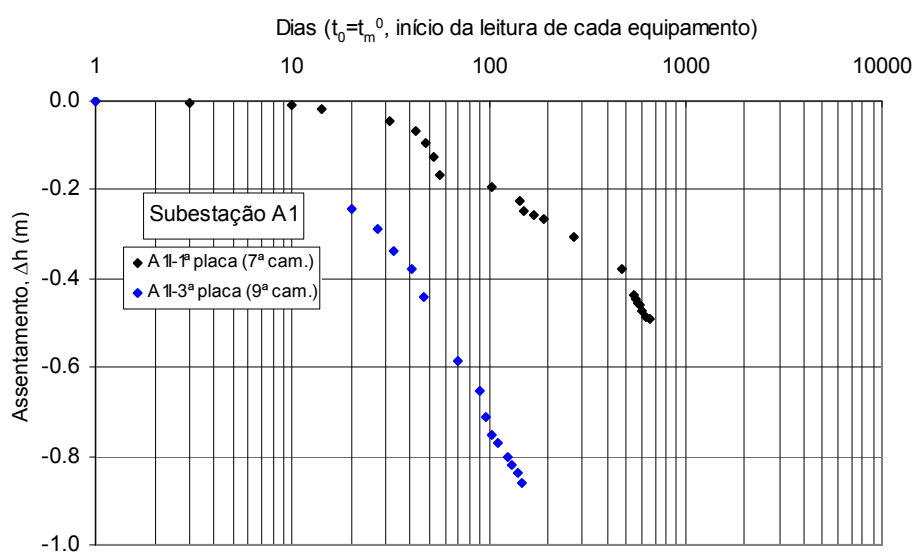
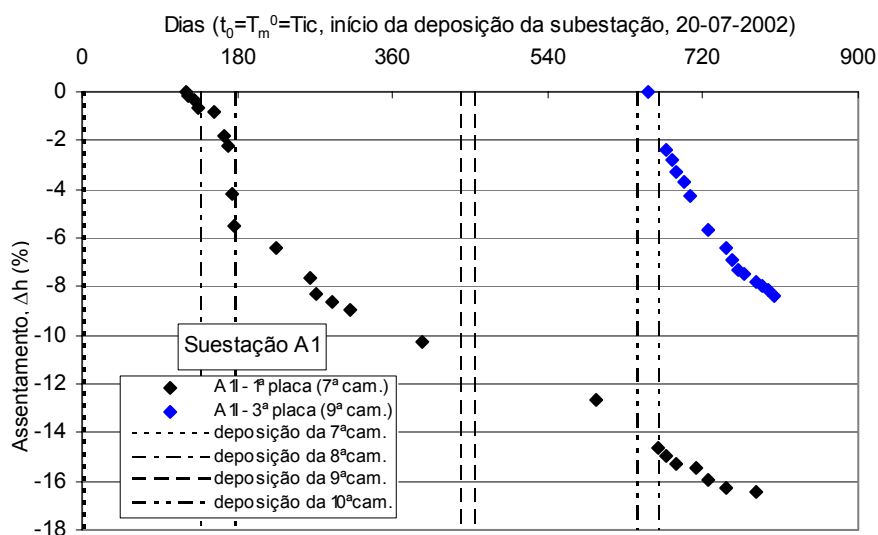
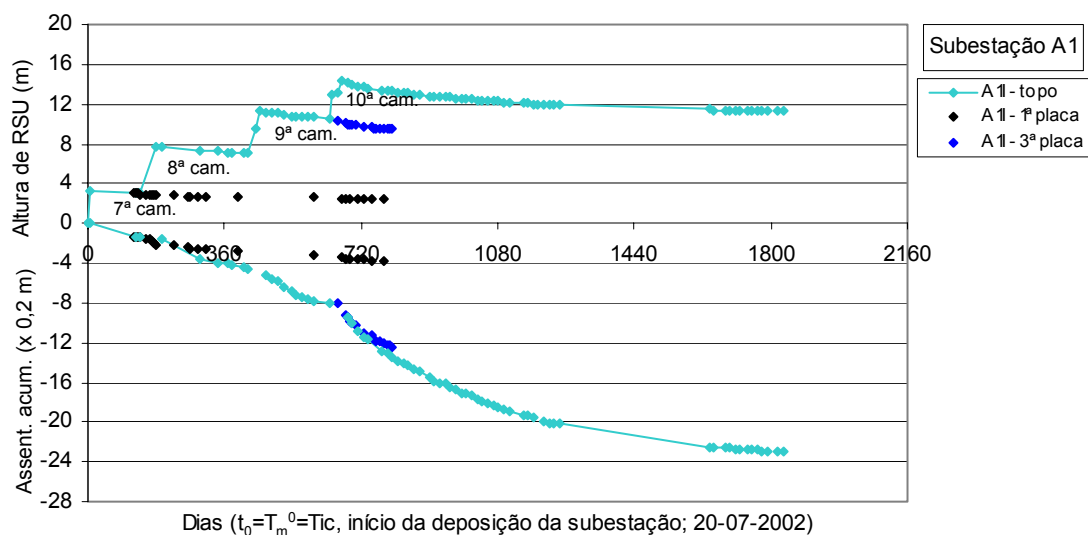


Figura 6.10 – Controlo das placas e aranhas magnéticas da subestação A1.

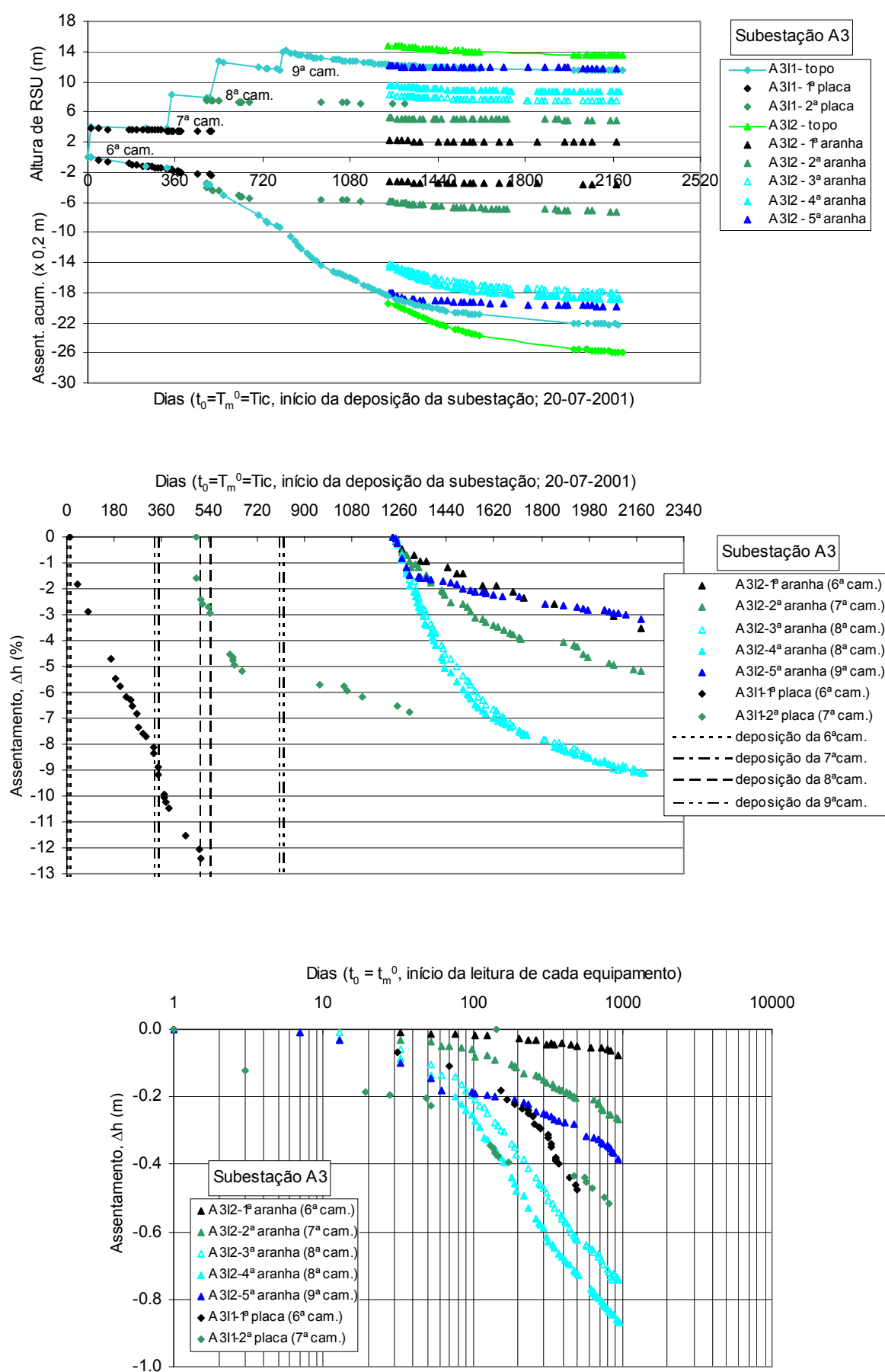


Figura 6.11 – Controlo das placas e aranhas magnéticas da subestação A3.

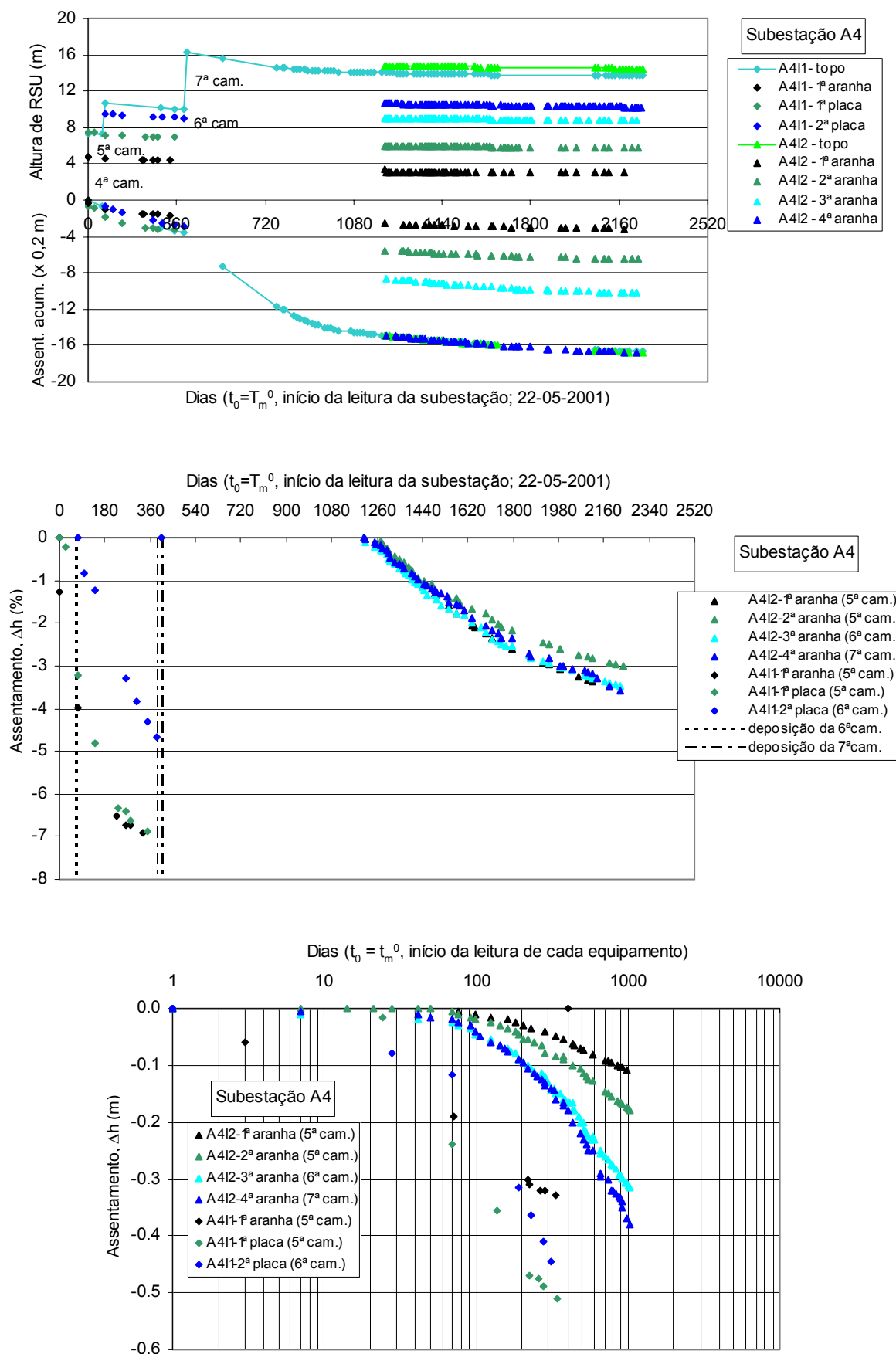


Figura 6.12 – Controle das placas e aranhas magnéticas da subestação A4.

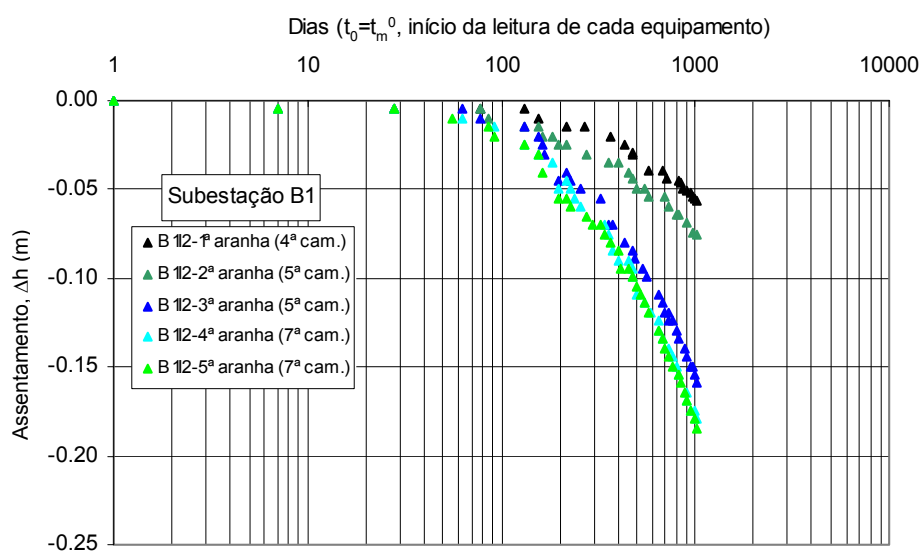
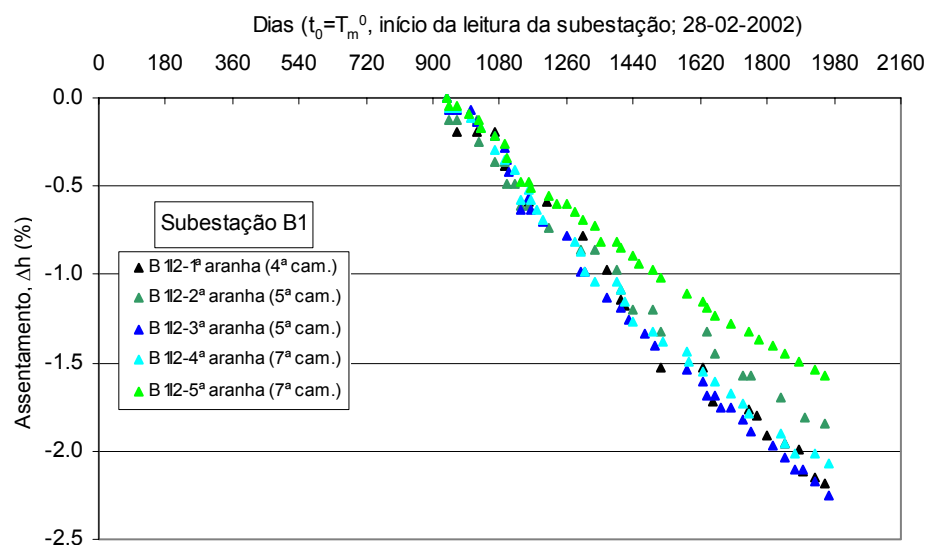
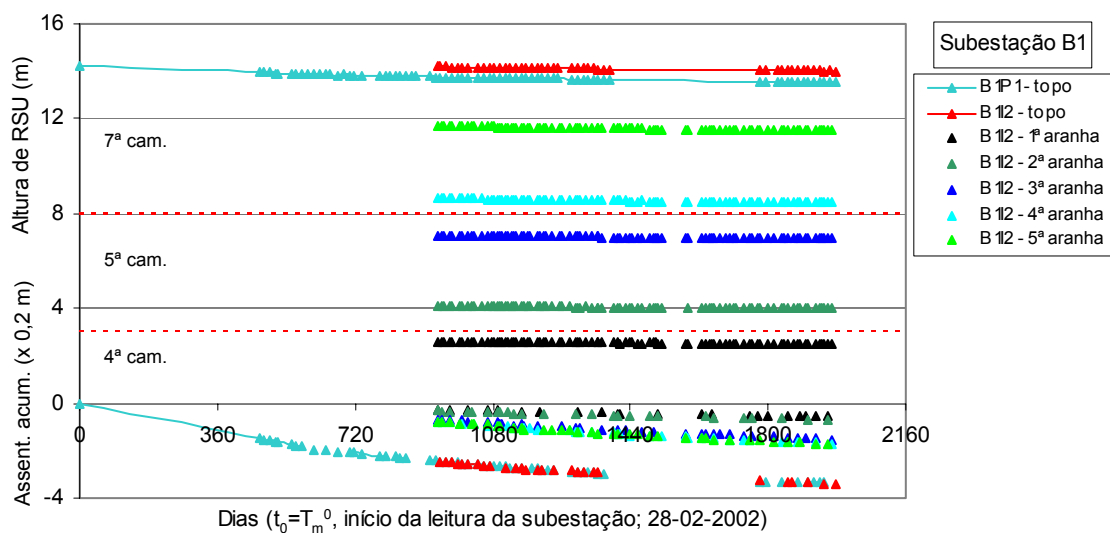


Figura 6.13 – Controlo das placas e aranhas magnéticas da subestação B1.

A representação gráfica dos resultados obtidos (Figuras 6.10 a 6.13) é expressa, em função do tempo, sob 3 formas:

- altura total dos resíduos depositados e das várias placas e aranhas magnéticas instaladas em conjunto com os respectivos assentamentos acumulados (em metros e majorados 5 vezes, para facilitar a sua leitura); pretende-se com esta representação fornecer um enquadramento geral da disposição dos vários equipamentos instalados e uma estimativa da ordem de grandeza dos assentamentos totais do topo e do corpo do aterro (em seguida explica-se de forma mais detalhada o procedimento usado para estimar os assentamentos acumulados de cada placa ou aranha);
- assentamento (%) registado por cada placa ou aranha desde o início da leitura da subestação, definido em relação à altura de instalação de cada aranha ou placa, em conjunto com as datas em que houve deposição de novas camadas;
- assentamento (m) registado para cada placa ou aranha em função do logaritmo do tempo decorrido desde o início da leitura de cada placa ou aranha.

Quanto à estimativa dos assentamentos acumulados, representados no primeiro gráfico de cada figura, esta foi efectuada de diferentes formas, consoante a situação global de cada placa ou aranha e respectiva sequência de deposição registada.

Na explanação que a seguir se apresenta designa-se por placa ou aranha A a primeira a ser colocada numa determinada camada (em simultâneo com a deposição) e que, a partir de determinada altura, se perdeu; e por placa ou aranha B a colocada posteriormente (após finalização da deposição), na mesma camada, com o objectivo de substituir a primeira. Por aranha X designa-se uma aranha colocada após deposição mas que não pretende substituir nenhuma instalada anteriormente, seja porque não houve instalações anteriores (subestação B1) ou porque ficou instalada numa camada distinta da das anteriores. Foram consideradas 6 situações (casos).

Caso 1 – quando o início da leitura das primeiras placas ou aranhas instaladas coincide com o início da monitorização da estação – o assentamento inicial acumulado é nulo. Encontram-se nesta situação a A4I<sub>1</sub>–1ª aranha e a A3I<sub>1</sub>–1ª placa, e os seus assentamentos acumulados iniciais são dados pela Equação 6.1.

$$\Delta h_{Acum}(t_{mA}^0) = 0, \quad em \quad que \quad t_{mA}^0 = T_m^0 \quad (6.1)$$

Caso 2 - quando as primeiras ou segundas placas/aranhas (A, B ou X) foram instaladas junto ao topo da camada j e esta corresponde à última camada depositada à data da instalação (durante ou após a deposição) – o assentamento inicial acumulado foi considerado igual ao registado topograficamente para o topo do aterro à mesma data. É o caso da A3I<sub>1</sub>–2ª placa, das A4I<sub>1</sub>–1ª e 2ª placas, das A1I–1ª e 3ª placas, da A3I<sub>2</sub>–5ª aranha e da A4I<sub>2</sub>–4ª aranha. Os respectivos assentamentos acumulados iniciais são expressos pela Equação 6.2.



$$\Delta h_{acum}(t_m^0) = \Delta H_{T_{acum}}(T_{mj}), \text{ em que } t_m^0 = T_{mj} \quad (6.2)$$

Caso 3 - quando o tempo de registo da placa A coincide ou sobrepõe o de instalação da aranha B – o assentamento acumulado inicial da aranha B foi considerado igual ao assentamento acumulado da placa A à data de instalação da aranha B. Nesta situação existe apenas a A3I<sub>2</sub> – 2ª aranha, sendo o seu assentamento acumulado inicial obtido pela Equação 6.3.

$$\Delta h_{B_{acum}}(t_{mB}^0) = \Delta h_{A_{acum}}(t_{mA}), \text{ em que } t_{mA} = t_{mB}^0 \quad (6.3)$$

Caso 4 - quando os registos da placa ou aranha A incluem a deposição de novas camadas e entre a instalação da aranha B e a perda da placa/aranha A houve deposição de novas camadas – o assentamento inicial acumulado da aranha B, instalada na camada j, foi considerado igual ao assentamento acumulado da placa/aranha A à data da última leitura ( $t_{mA,i}^{ult}$ ), acrescido dos assentamentos primários sofridos pela coluna j (constituída pelas camadas 1 a j) após perda da placa/aranha A ( $\Delta h_{pj,k}$ , devido à colocação das camadas i+1 até n, calculados com base no valor de Cc'' da coluna j e determinado a partir da monitorização do aterro, § 8.2.1a)) e dos assentamentos secundários da coluna j,  $\Delta h_{sj}$ , ocorridos desde a perda da placa/aranha A até ao início da leitura da aranha B (calculados com base no valor de C $\alpha'$  correspondente e determinado a partir da monitorização do aterro, § 8.2.2a), sem considerar os tempos correspondentes à ocorrência de assentamentos primários,  $t_{pj,k}$ ). Enquadram-se nesta situação a A3I<sub>2</sub> – 1ª aranha e as A4I<sub>2</sub> – 1ª, 2ª e 3ª aranhas, e os seus assentamentos acumulados iniciais são dados pela Equação 6.4.

$$\Delta h_{B_{acum}}(t_{mB}^0) = \Delta h_{A_{acum}}(t_{mA,i}^{ult}) + \sum_{k=i+1}^n \Delta h_{pj,k} + \Delta h_{sj} \left( t_{mB}^0 - t_{mA,i}^{ult} - \sum_{k=i+1}^n t_{pj,k} \right) \quad (6.4)$$

onde i corresponde à última camada depositada durante o funcionamento da placa A.

Caso 5 - quando a instalação da aranha foi efectuada após o fim da deposição, numa camada j distinta da das placas/aranhas anteriores (X, não substitui nenhuma) e numa subestação em que houve deposição de novas camadas – o assentamento inicial acumulado da aranha foi considerado igual ao assentamento acumulado do topo do aterro à data do início da deposição da camada j+1 ( $T_{mj}^{ult}$ ) acrescido dos assentamentos primários sofridos pela coluna j (constituída pelas camadas 1 a j),  $\Delta h_{pj}$ , devido à colocação de novas camadas (de j+1 até n, calculados com base no valor de Cc'' da coluna j, § 8.2.1a)) e dos assentamentos secundários da coluna j,  $\Delta h_s$ , ocorridos desde o início da deposição da camada j+1 até ao início da leitura da aranha X (calculados com base no valor de C $\alpha'$  correspondente e determinado a partir da monitorização do aterro, § 8.2.2a), e não considerando os tempos correspondentes à ocorrência dos assentamentos primários,  $t_{pj}$ ). Enquadram-se nesta situação as A3I<sub>2</sub> – 3ª e 4ª aranhas, sendo os respectivos assentamentos acumulados iniciais expressos pela Equação 6.5.

$$\Delta h_{X_{acum}}(t_{mX}^0) = \Delta H_{T_{acum}}(T_{mj}^{ult}) + \sum_{k=j+1}^n \Delta h_{pj,k} + \Delta h_{sj} \left( t_{mX}^0 - T_{mj}^{ult} - \sum_{k=j+1}^n t_{pj,k} \right) \quad (6.5)$$

Caso 6 - quando a instalação da aranha X foi efectuada após o fim da deposição, numa camada j, e numa subestação em que não houve deposição de novas camadas nem colocação anterior de placas ou aranhas – o assentamento inicial acumulado da aranha X foi estimado por regressão a partir dos respectivos valores registados. Encontram-se nesta situação todas as aranhas da Subestação B1.

Conforme referido anteriormente a apresentação destes assentamentos acumulados só teve como objectivo a visualização conjunta dos assentamentos globais do corpo e do topo do aterro, já que podem existir algumas imprecisões na sua estimativa, decorrentes de alguns pressupostos considerados e que poderão não ser completamente realistas. De entre esses pressupostos destacam-se os seguintes:

- os assentamentos secundários foram estimados com base nos valores e  $C\alpha'$  da camada ou da coluna de resíduos correspondente, determinados a partir do respectivo período de monitorização, apesar de estes índices de compressibilidade não serem constantes ao longo do tempo (§ 8.2.2);
- os assentamentos registados por uma aranha colocada posteriormente na mesma camada em que já tinha existido uma placa (instalada em simultâneo com a deposição) foram considerados como dando continuidade ao registo dos assentamentos da camada, apesar de as suas alturas de instalação apresentarem algum desfasamento.

No Quadro 6.2 é apresentado um resumo dos assentamentos registados a partir das placas e aranhas magnéticas, o qual inclui datas de início e de fim da deposição em cada subestação, a designação de cada aranha ou placa magnética e o correspondente local de instalação, a altura inicial de instalação e o respectivo número de camadas, o assentamento total registado (em m e %), relativamente à altura inicial de instalação, e o tempo de monitorização correspondente.

Quadro 6.2 – Resumo dos dados de controlo das aranhas e placas magnéticas.

Subestação	Tic	Tc	Designação do equipamento		$t_m^0$	$t_m^{ult}$	Camadas depositadas*	$h_0 (t_{mj}^0)$ (m)	$\Delta h (t_m^{ult} - t_m^0)$		
									(m)	(%)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (dias)
C2	01-03-1995**	31-10-1995**	C2I <sub>2</sub>	1ª aranha <sup>(1)</sup>	14-09-04	19-07-07	1ª	2,30	-	-	-
				2ª aranha <sup>(1)</sup>	14-09-04	19-07-07	1ª	5,34	-	-	-
				3ª aranha <sup>(1)</sup>	14-09-04	19-07-07	1ª	8,37	-	-	-
B1	02-01-1998**	01-06-1999**	B1I <sub>2</sub>	1ª aranha	23-09-04	19-07-07	4ª	2,57	0,06	2,19	1029
				2ª aranha	23-09-04	19-07-07	5ª+4ª	4,09	0,08	1,84	1029
				3ª aranha	23-09-04	19-07-07	5ª+4ª	7,09	0,16	2,25	1029
				4ª aranha	23-09-04	19-07-07	7ª+5ª+4ª	8,64	0,18	2,08	1029
				5ª aranha	23-09-04	19-07-07	7ª+5ª+4ª	11,68	0,19	1,58	1029
A4	01-03-1998**	01-07-2002	A4I <sub>1</sub>	1ª aranha	22-05-01	19-04-02	5ª+4ª	4,76	0,33	6,90	332
				1ª placa	25-05-01	06-05-02	5ª+4ª	7,42	0,51	6,88	346
				2ª placa	02-08-01	13-06-02	6ª+5ª+4ª	9,50	0,44	4,68	315
			A4I <sub>2</sub>	1ª aranha	09-09-04	19-07-07	5ª+4ª	3,11	0,11	3,48	1043
				2ª aranha	09-09-04	19-07-07	5ª+4ª	5,95	0,18	3,02	1043
				3ª aranha	09-09-04	19-07-07	6ª+5ª+4ª	9,07	0,32	3,47	1043
				4ª aranha	09-09-04	19-07-07	7ª+6ª+5ª+4ª	10,62	0,38	3,58	1043
A3	20-07-2001	16-10-2003	A3I <sub>1</sub>	1ª placa	01-08-01	10-12-02	6ª	3,82	0,48	12,44	496
				2ª placa	21-11-02	24-02-05	7ª+6ª	7,62	0,62	8,14	826
			A3I <sub>2</sub>	1ª aranha	10-12-04	19-07-07	6ª	2,12	0,08	3,54	951
				2ª aranha	10-12-04	19-07-07	7ª+6ª	5,17	0,27	5,18	951
				3ª aranha	10-12-04	19-07-07	8ª+7ª+6ª	8,20	0,74	9,03	951
				4ª aranha	10-12-04	19-07-07	8ª+7ª+6ª	9,51	0,87	9,14	951
				5ª aranha	10-12-04	19-07-07	9ª+8ª+7ª+6ª	12,14	0,39	3,17	951
A1	20-07-2007	19-05-2004	A1I	1ª placa	18-11-02	30-09-04	7ª	2,98	0,49	16,43	682
				2ª placa <sup>(1)</sup>	25-06-03	-	8ª+7ª	7,26	-	-	-
				3ª placa	07-05-04	30-09-04	9ª+8ª+7ª	10,27	0,86	8,37	146

\* - abaixo da placa ou aranha magnética; \*\* - data aproximada (definida com base nos registo da AMAVE e entidades exploradoras); Tic – início da deposição na subestação; Tc – fim da deposição na subestação;  $t_m^0$  – primeira leitura do equipamento;  $t_m^{ult}$  – última leitura do equipamento;  $h_0$  – altura de instalação do equipamento;  $\Delta h$  – assentamento registado pelo equipamento; 1ª... - nº das camadas depositadas; (1) – resultados inexistentes ou não considerados

## 6.5 PIEZÓMETROS DE TUBO ABERTO

Os piezómetros de tubo aberto foram colocados no interior de furos de sondagens (estações B, C e o primeiro piezómetro A4Pinf da subestação A4) ou em simultâneo com a deposição de resíduos, junto a cada conjunto de células de tensões (Estação A). No § 4.3.5.1 explicaram-se os procedimentos utilizados na sua instalação e leitura.

No total instalaram-se 21 piezómetros, dos quais 8 foram instalados na Estação A (2 em cada uma das subestações, A1 a A4), 8 na Estação B (5 na subestação B1 e 3 na subestação B2) e os restantes 5 na Estação C (3 na subestação C1 e 2 na subestação C2). No final de 2004 deixou de se conseguir ler dois dos piezómetros instalados (ambos na subestação A4).

Devido às dificuldades iniciais de leitura dos piezómetros não vectoriais, resultante da abundante presença de biogás (em particular nos da série B1P<sub>1</sub>), a leitura dos piezómetros foi efectuada em simultâneo de duas formas: com um medidor de nível de água (constituído por um torpedo associado a um cabo eléctrico graduado) e com piezómetros de corda vibrante (§ 4.3.5.1). As leituras com os piezómetros de corda vibrante permitiram ainda o registo das temperaturas do corpo do aterro (§ 6.6). Relativamente a este tipo de equipamento, salienta-se que o seu uso sistemático num ambiente tão agressivo como é o dos aterros sanitários, conduz à sua relativa rápida degradação, verificando-se um deficiente registo dos resultados com o avançar do tempo, em particular na leitura das pressões, o que se assume dever-se, pelo menos em parte, à colmatagem da placa porosa. Este comportamento obrigou à substituição regular dos piezómetros de corda vibrante, consoante estes iam ficando fora de serviço.

As alturas de lixiviado obtidas a partir dos piezómetros de tubo aberto de cada subestação, efectuadas com os dois tipos de sensores e considerando, no caso dos piezómetros de corda vibrante, um  $\gamma_{\text{lixiv}} = 10 \text{ kN/m}^3$ , são apresentados nas Figuras 6.14 a 6.21. Para além dos dados relativos à altura de lixiviado dentro de cada piezómetro, apresentam-se, nestas figuras, os dados da precipitação mensal registada na região (a partir das bases de dados do Instituto da Água relativas às estações meteorológicas de Castelões e Lordelo, <http://snig.igeo.pt>), de forma a avaliar a sua eventual interferência com os níveis de lixiviados.

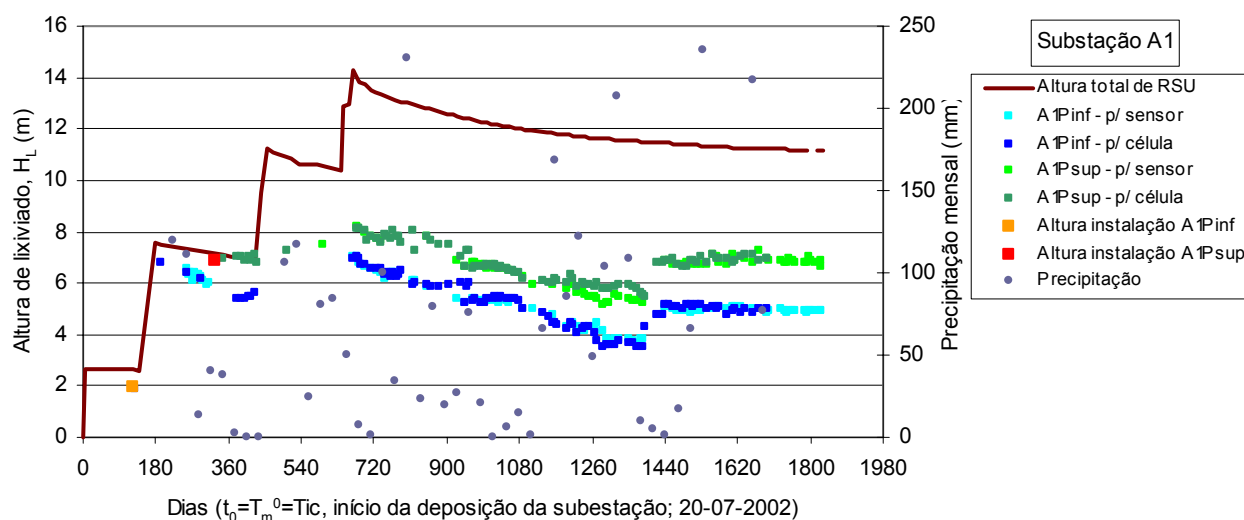


Figura 6.14 – Resultados dos piezómetros da subestação A1.

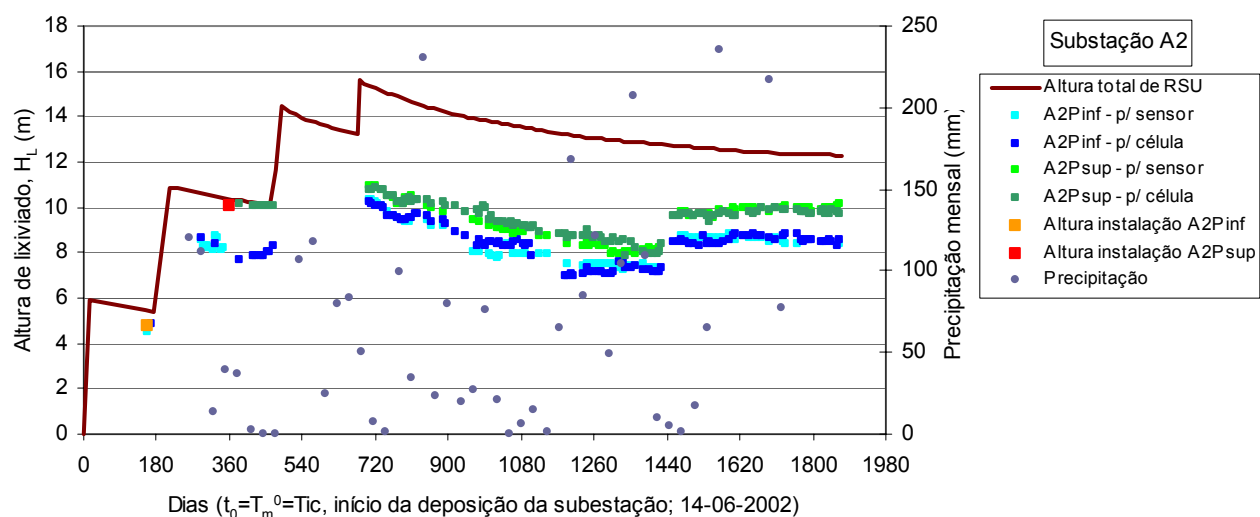


Figura 6.15 – Resultados dos piezômetros da subestação A2.

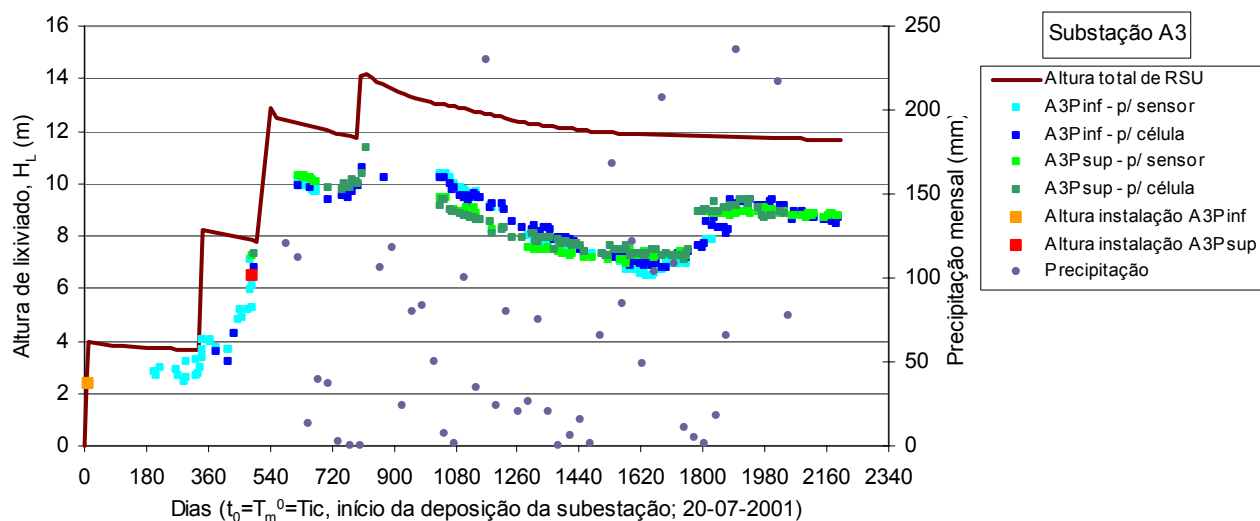


Figura 6.16 – Resultados dos piezômetros da subestação A3.

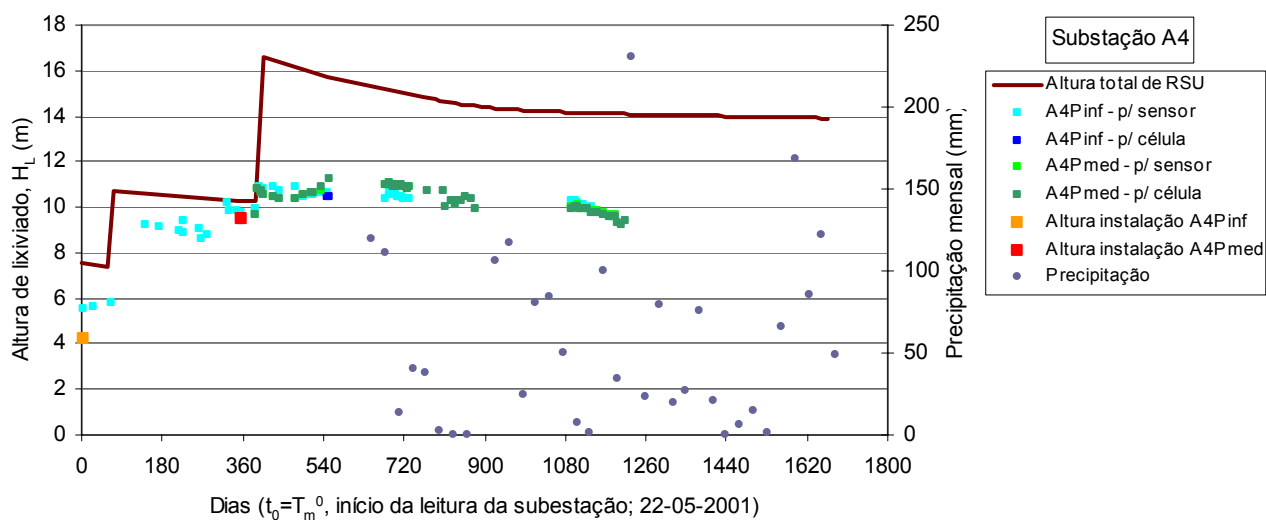


Figura 6.17 – Resultados dos piezômetros da subestação A4.

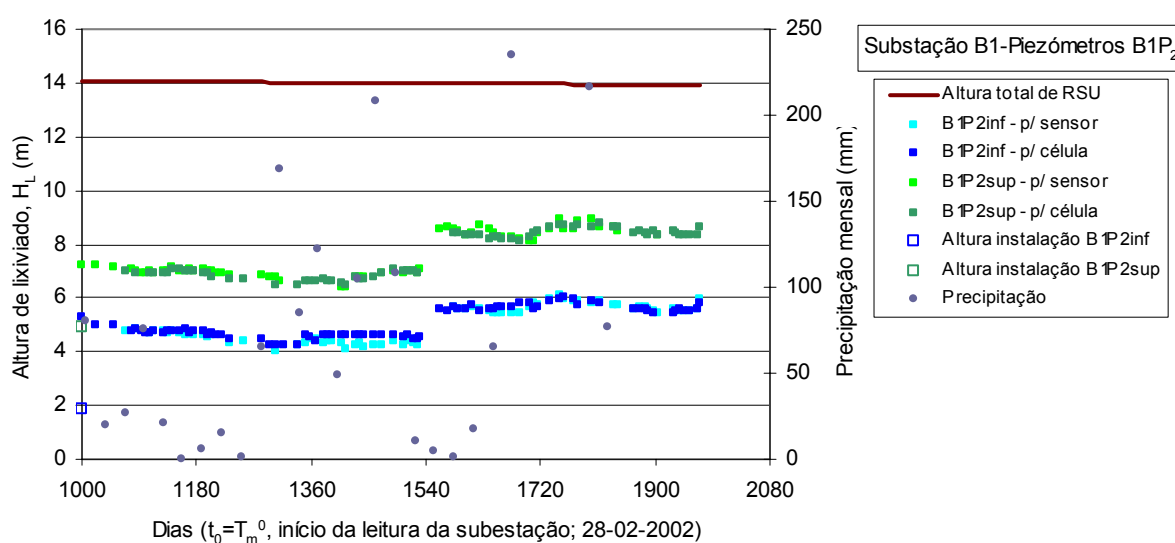
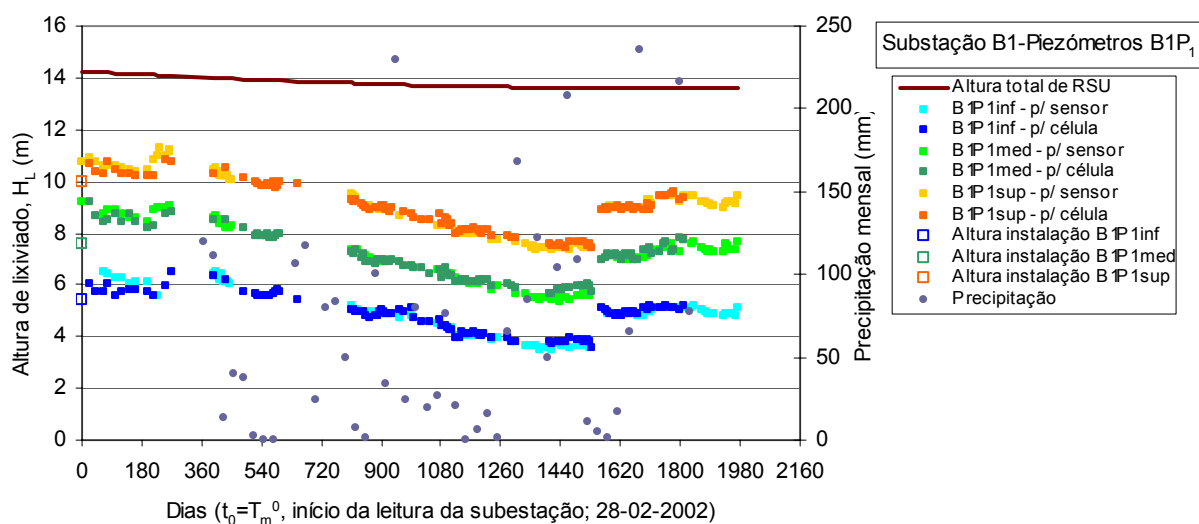


Figura 6.18 – Resultados dos piezômetros da subestação B1.

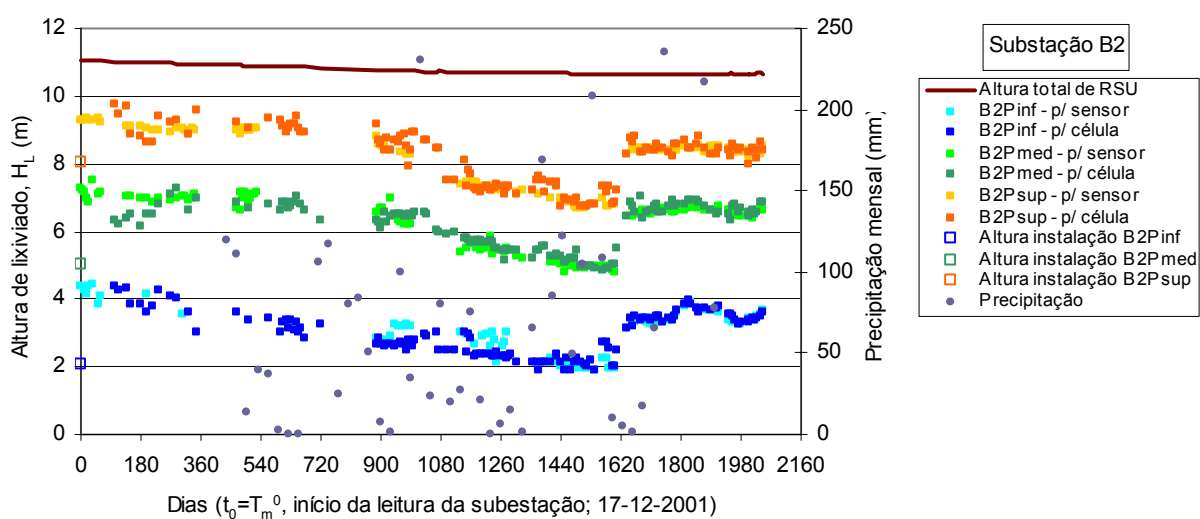


Figura 6.19 – Resultados dos piezômetros da subestação B2.

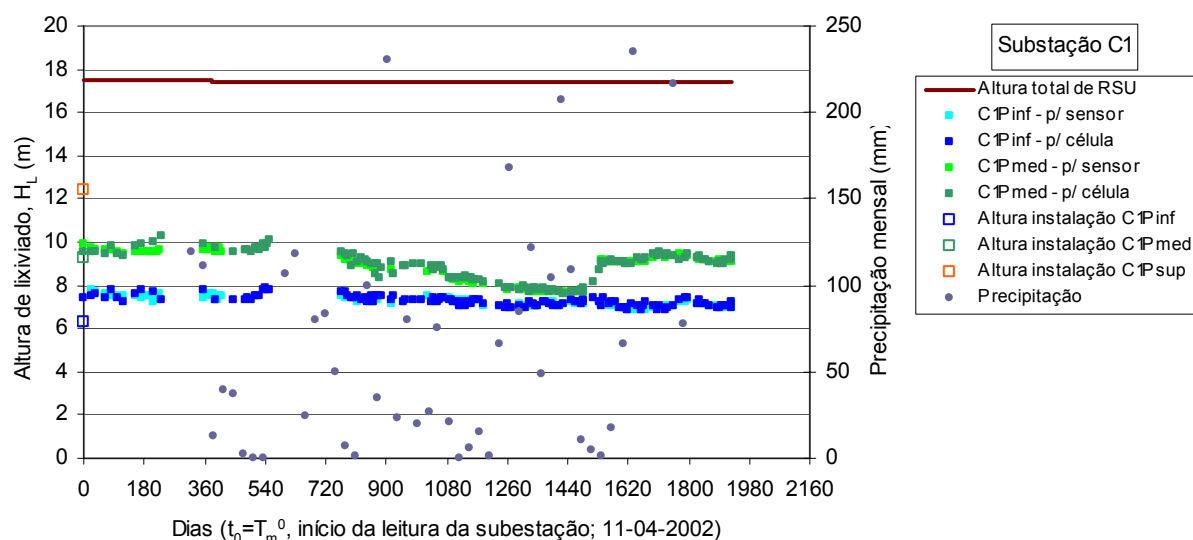


Figura 6.20 – Resultados dos piezômetros da subestação C1.

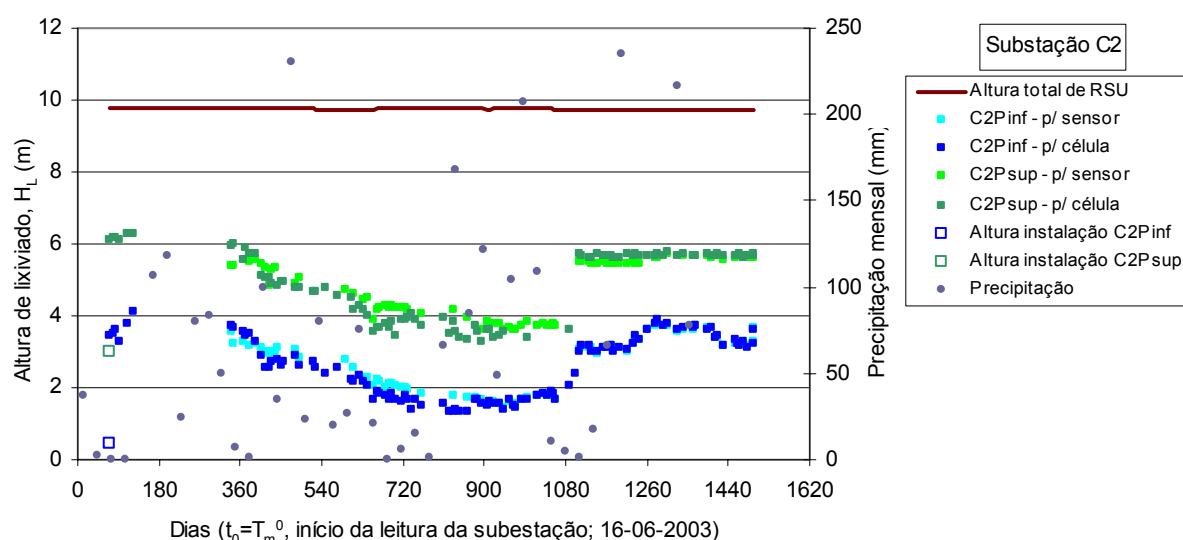


Figura 6.21 – Resultados dos piezômetros da subestação C2.

Em termos gerais, verifica-se, para todos os piezómetros, uma boa concordância entre os valores lidos com os piezómetros de corda vibrante e os sensores de água, mesmo no caso do piezómetro B1P<sub>1</sub> onde se registavam fortes afluições de biogás. Aliás, apesar das dificuldades existentes na leitura destes piezómetros, o que motivou a instalação da série B1P<sub>2</sub>, constata-se que os valores registados pelas duas séries de piezómetros instalados na subestação B1 são da mesma ordem de grandeza e têm o mesmo tipo de oscilações.

Na Figura 6.20 é indicada a altura de instalação piezómetro C1Psup e nenhuns dados relativos à sua leitura, em virtude de nunca se ter detectado a presença de lixiviado neste piezómetro.

A análise dos dados apresentados permite ainda verificar que os piezómetros localizados na mesma subestação, mas a diferentes cotas, registaram diferentes alturas de lixiviado, em particular os das Estações B e C. Admite-se que este comportamento se possa dever à presença de níveis suspensos de lixiviado,

resultantes da existência de zonas com diferentes permeabilidades e de trajectórias preferenciais de percolação, bem como à própria produção de lixiviado resultante dos processos de biodecomposição.

Por fim, verifica-se, em termos gerais, que os níveis de lixiviado tendem a aumentar durante a fase de deposição. Após finalização desta, bem como nos piezómetros instalados em zonas em que não houve deposição, verifica-se uma diminuição progressiva das alturas de lixiviado, seguida de uma fase de relativa estabilização e, por fim, de uma subida brusca. O início da fase de estabilização, em que todos os piezómetros deixaram de registar uma descida contínua dos níveis de lixiviado corresponde ao mês de Outubro de 2005 e o período em que todos registaram um aumento brusco na altura de lixiviados corresponde ao fim do mês de Abril de 2006. A comparação destes períodos com os registos da precipitação mensal na região do aterro (Figura 6.22) parece mostrar uma relação entre estes dois parâmetros, uma vez que se verificaram períodos de elevada pluviosidade nas mesmas datas (Outubro de 2005) ou imediatamente antes (Março e Abril de 2006).

Uma análise mais pormenorizada dos dados obtidos permite ainda verificar que durante o mês de Outubro de 2004, em que se registaram os níveis máximos de precipitação, os níveis de lixiviado mantiveram-se relativamente constantes, ou seja, não desceram apesar de se enquadrarem no trecho mais longo de diminuição progressiva mencionado anteriormente, e que, durante os meses de Outubro de 2006 e de Fevereiro de 2007, também não houve descida dos lixiviados, tendo mesmo alguns piezómetros registado uma ligeira subida. Todavia, sublinha-se que, apesar de ser natural que haja uma variação das alturas de lixiviado em função dos níveis de precipitação, em particular no caso do aterro sanitário de Sto Tirso que ainda não tem o sistema de cobertura final, esta relação pode não ser óbvia, em particular para os últimos meses referidos, em que as respectivas conclusões resultaram de uma análise mais detalhada dos níveis de lixiviado registados após identificação dos meses de maior pluviosidade. De outra forma, não é um comportamento que se destaque claramente a partir da análise global dos dados.

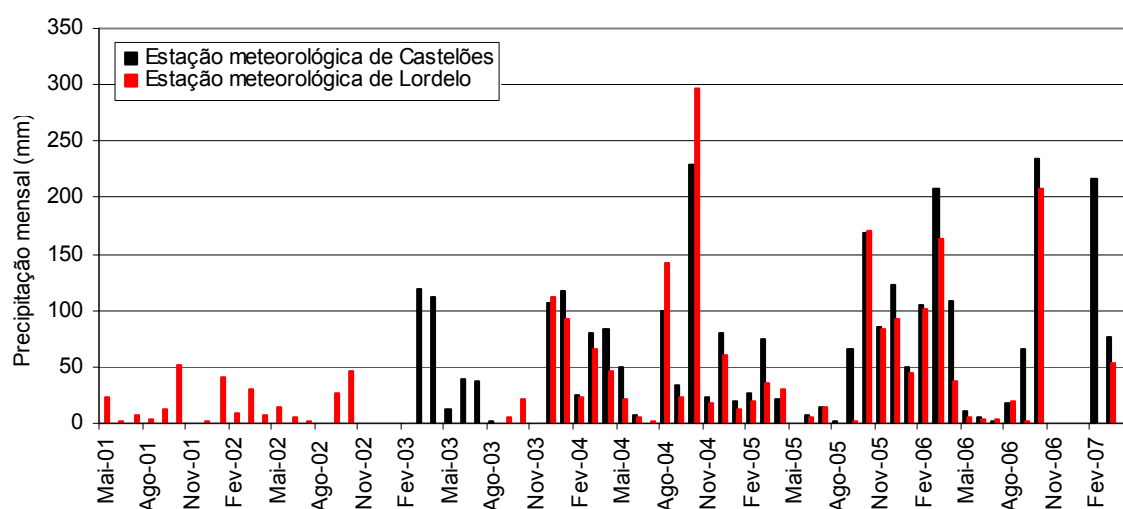


Figura 6.22 – Precipitação mensal na região do aterro sanitário de Sto Tirso ([www.snig.igeo.pt](http://www.snig.igeo.pt)).



## 6.6 CÉLULAS DE PRESSÃO

Para caracterizar o estado de tensão no interior do aterro instalaram-se células de tensões totais e intersticiais junto ao topo de algumas das camadas (inferiores e intermédias) da Estação A. Este trabalho foi realizado após deposição das camadas em causa, sensivelmente a meio do período de “repouso” entre a deposição de duas camadas consecutivas ou pouco antes de se iniciar a deposição da camada seguinte, ou seja, aquando da instalação das células a camada em causa já estava concluída em toda a extensão do aterro ou a sua frente de deposição já se encontrava muito afastada do local de instalação. Em cada ponto de instrumentação colocou-se 1 célula de pressões intersticiais (TI) e 4 células de tensões totais, dispostas uma na horizontal ( $TT0^\circ$ ), uma na vertical ( $TT90^\circ$ ) e duas a  $45^\circ$  com sentidos de inclinação opostos (designadas por  $TT45^\circ D$  e por  $TT45^\circ E$ ). As células foram instaladas com o objectivo de caracterizar o estado de tensão bidimensional segundo um plano perpendicular aos taludes do aterro (plano XZ, Figura 6.23).

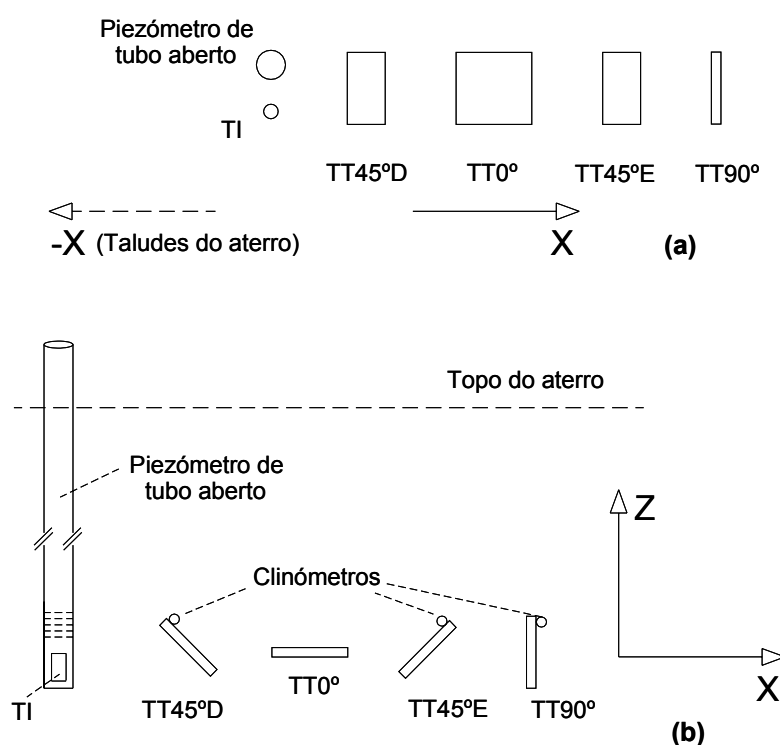


Figura 6.23 - Esquema teórico de instalação de cada conjunto de células de pressão: (a) em planta, (b) em corte.

Dada a elevada compressibilidade dos resíduos e os deslocamentos induzidos pelas manobras de deposição, controlaram-se as rotações sofridas pelas células de tensões totais instaladas a  $45^\circ$  e  $90^\circ$  através de clinómetros acoplados a estas, que permitiam o registo de desvios até  $\pm 10^\circ$  em relação à posição de instalação. Com o objectivo de minimizar custos, não se instalaram clinómetros nas células dispostas na horizontal já que, à partida, estas tenderiam a ter uma posição mais estável e a sofrer menores desvios. O esquema de instalação utilizaria, para cada conjunto de células, dispor de dados completos de 3 células de tensões totais (tensões normais ao plano da célula e variação do ângulo da célula), necessários para a definição do estado de tensão, e ficar com uma quarta célula adicional, que

permitiria a confirmação dos dados obtidos pelas primeiras ou a sua utilização no caso de alguma se danificar. Todas as células de tensões possuem ainda um sensor de temperatura associado. Os tipos de equipamentos utilizados, métodos e algumas das dificuldades de instalação foram já descritos no § 4.3.5. A leitura das células de tensão, dos clinómetros e dos sensores de temperatura associados foi efectuada de forma automática, 4 vezes por dia.

No total instalaram-se 7 conjuntos de células: 2 em cada uma das subestações A4, A2 e A1, e 1 conjunto na subestação A3. Relativamente aos conjuntos de células instalados nos níveis inferiores das subestações A3 e A4 (Cel-A3inf e Cel-A4med), os primeiros a ser instalados, não se dispõe de dados, em virtude de todas as suas células terem sido danificadas por uma trovoadas (§ 4.3.5.2). Como se verá adiante, para além destas, houve várias outras células e clinómetros que ao longo do tempo foram ficando fora de serviço ou que desde o início registaram valores impossíveis (Cel-A2inf-TT90° e Cel-A2sup-TT90°, valores muito superiores a todas as restantes células).

Nas Figuras 6.24 a 6.28 apresentam-se os dados das tensões totais (TT) e intersticiais (TI) obtidos a partir dos 5 conjuntos de células instalados (Cel-A1sup, Cel-A1inf, Cel-A2sup, Cel-A2inf e Cel-A3sup), os quais incluem as tensões totais e intersticiais registadas pelas células e os desvios sofridos pelas células instaladas a 45° e 90° (TT45°D, TT45°E e TT90°).

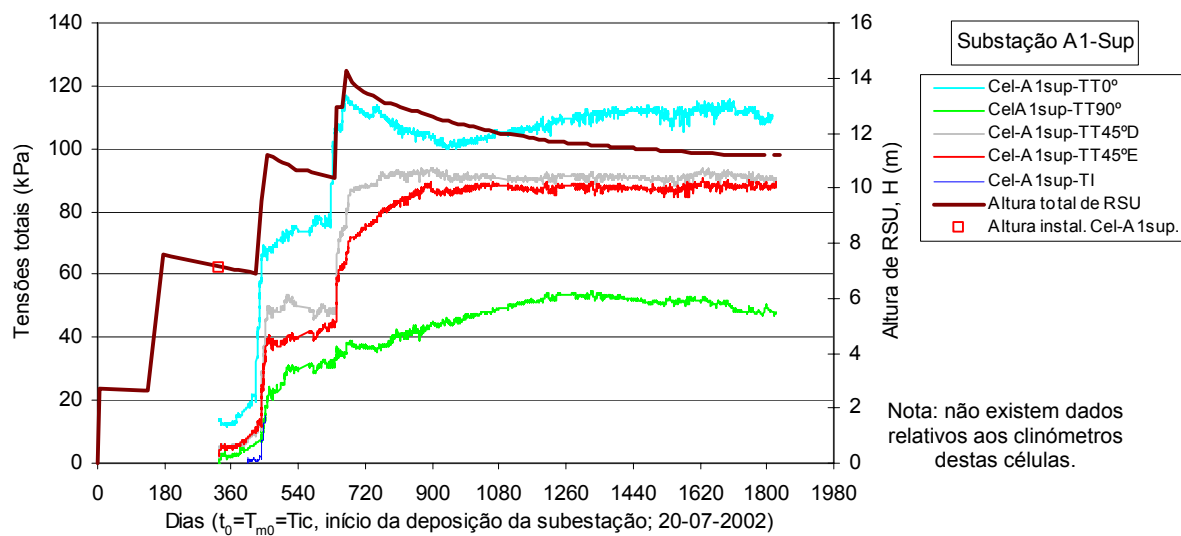


Figura 6.24 – Resultados das Cel-A1sup.

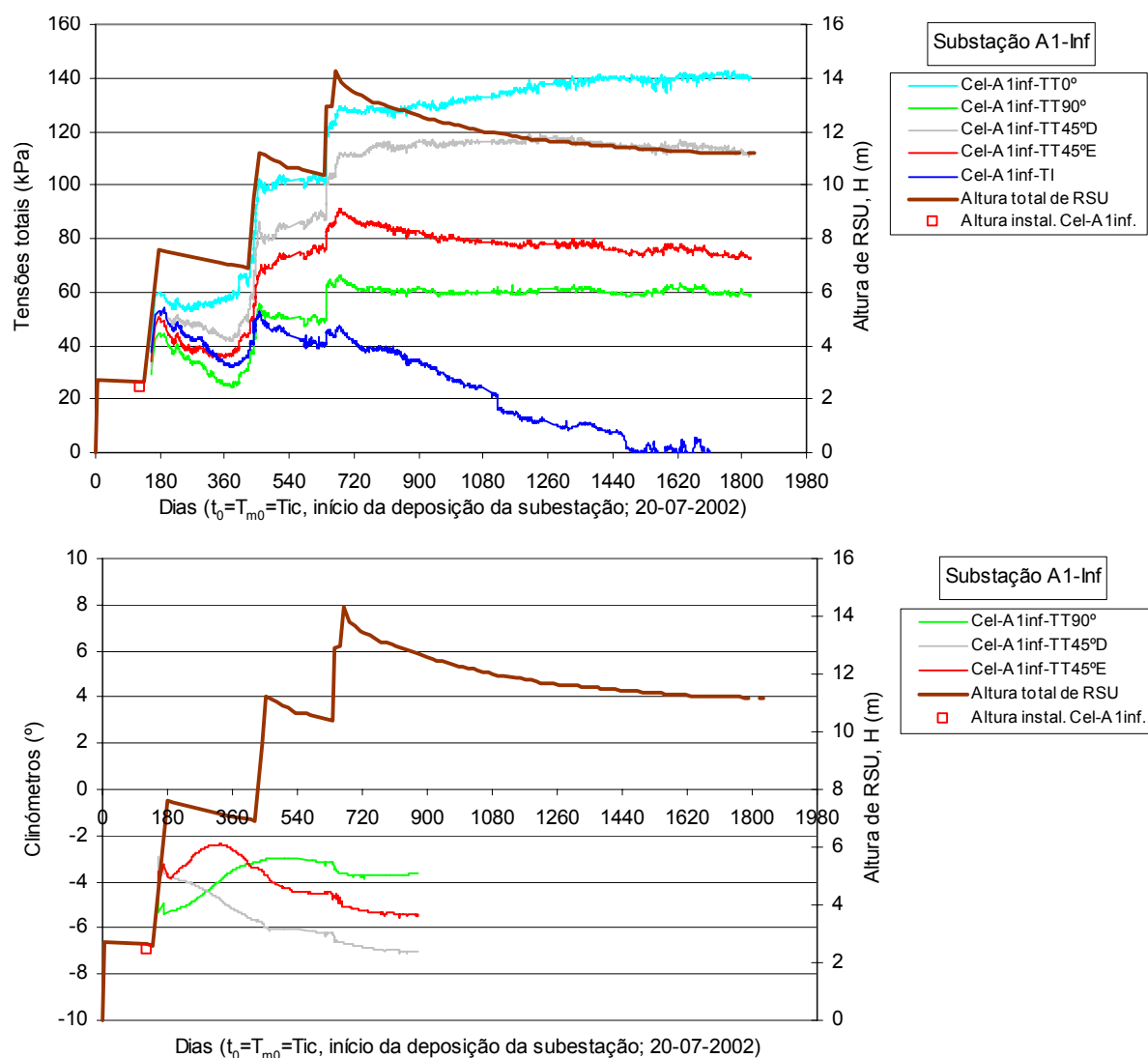


Figura 6.25 – Resultados das Cel-A1inf.

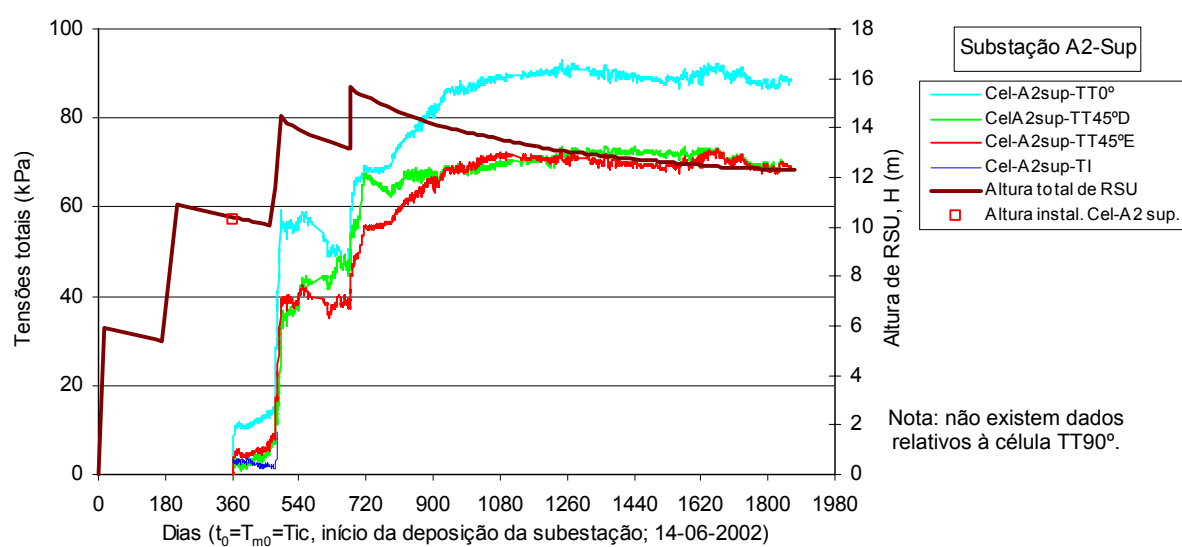


Figura 6.26 – Resultados das Cel-A2sup (continua na página seguinte).

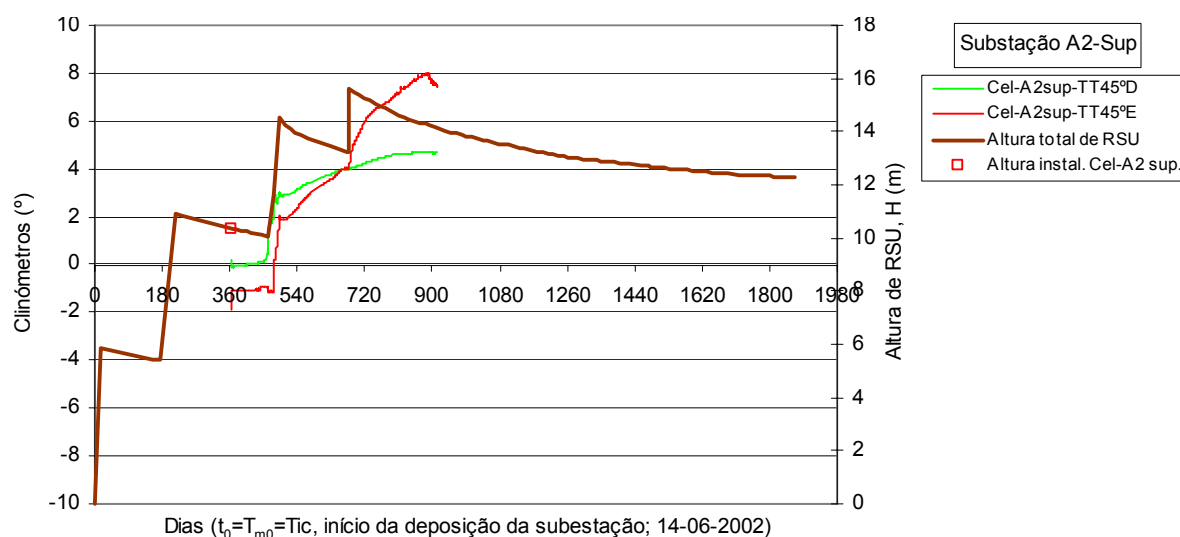
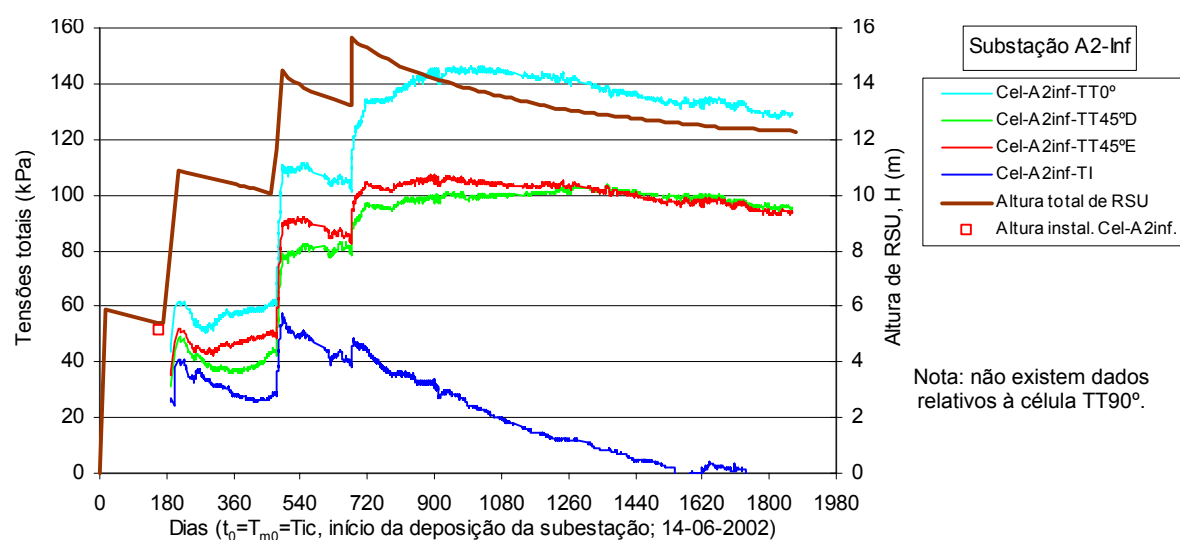


Figura 6.26 – Resultados das Cel-A2sup (continuação).



Nota: não existem dados relativos à célula TT90°.

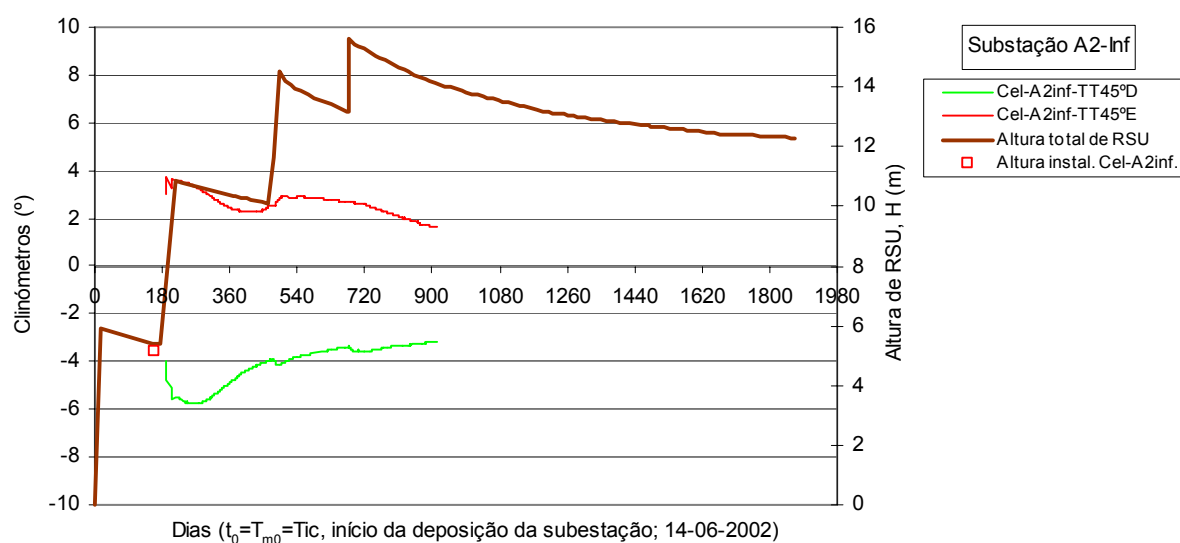


Figura 6.27 – Resultados das Cel-A2inf.

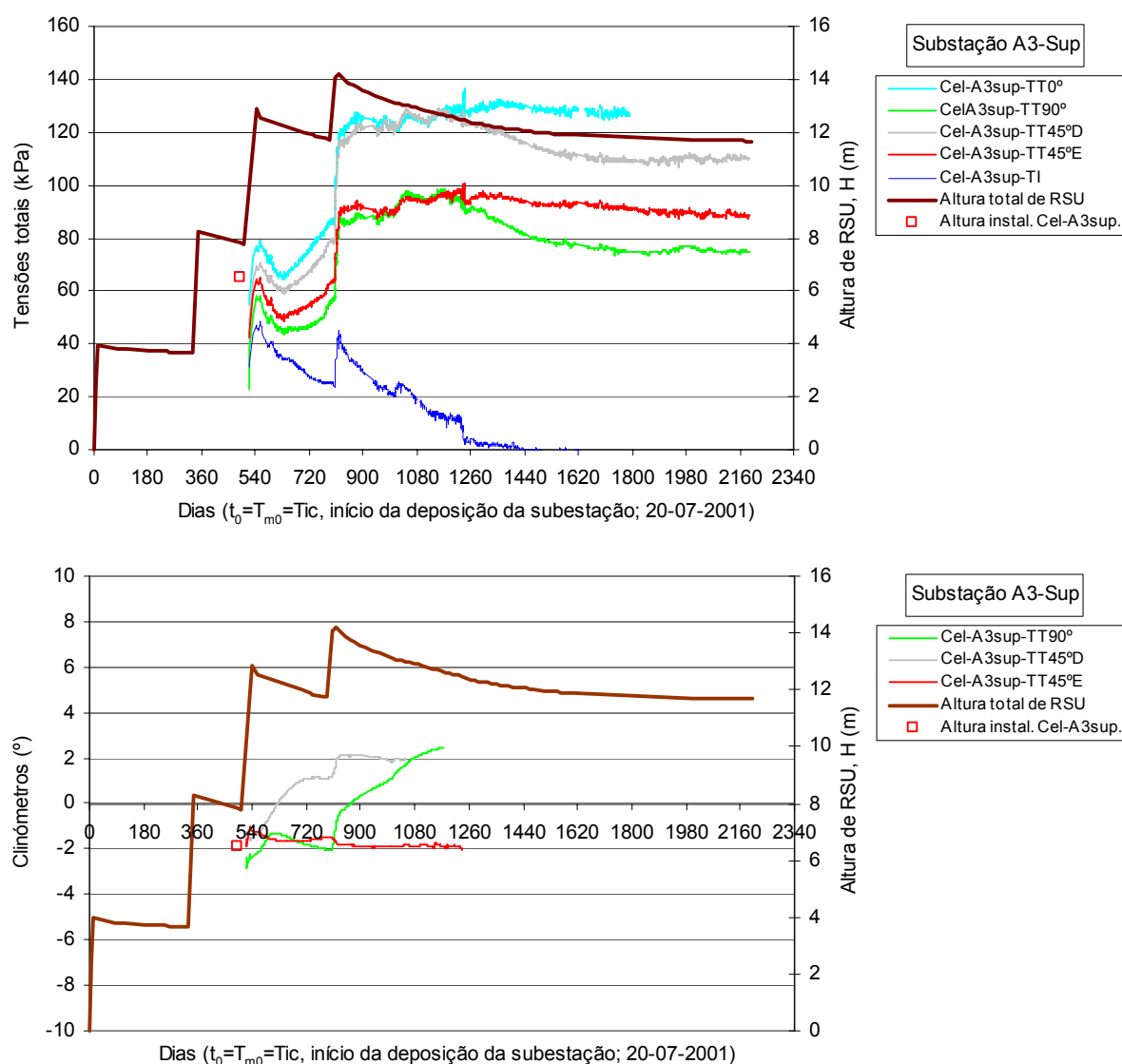


Figura 6.28 – Resultados das Cel-A3sup.

Relativamente aos dados apresentados nas figuras esclarecem-se os seguintes aspectos:

- todos os clinómetros tiveram um período de leitura insuficiente, verificando-se que foram danificados logo após a sua instalação (todos os da Cel-A1sup) ou algum tempo após a finalização da deposição (todos os restantes);
- a maior parte das células de tensão intersticial apresentaram também um tempo de vida limitado, tendo ficado fora de serviço logo numa fase inicial (Cel-A1sup-TI e Cel-A2sup-TI) ou apresentando valores anómalos a partir de certa altura;
- as células de tensão total apresentaram, de uma maneira geral, um comportamento mais satisfatório, com excepção das Cel-A2inf-TT90° e Cel-A2sup-TT90°, que desde o início forneceram valores muito elevados comparativamente com os de todas as restantes, pelo que os seus dados foram rejeitados, e da Cel-A3sup-TT0° que a partir de determinada altura avariou.

O comportamento anómalo das células de pressão intersticial é visível através da análise das Figuras 6.29 a 6.31, que representam as alturas dos níveis de lixiviados registados pelos piezómetros de tubo aberto (lidos com o sensor de água e com piezómetros de corda vibrante iguais aos instalados em cada conjunto de células) e pelas Cel-TI instaladas sensivelmente ao mesmo nível.

As alturas de lixiviado determinadas a partir das células TI foram calculadas com base nas tensões registadas por estas células e considerando um peso volúmico do lixiviado de  $10 \text{ kN/m}^3$ . Como se pode verificar pela análise das figuras, a partir de determinada altura os valores registados pelas células TI vão, progressivamente, tornando-se inferiores aos registados pelos piezómetros de tubo aberto, até se tornarem nulos. Este comportamento, que se assume resultar da colmatação das placas porosas (tal como verificado com as células de tensões intersticiais utilizadas na leitura dos piezómetros de tubo aberto, § 6.4), é concordante com o verificado em obras correntes de geotecnia, em que a vida útil deste tipo de células se limita, na melhor das hipóteses, a alguns anos de vida (LNEC, 1986). Por este motivo, considerou-se para efeitos de determinação da posição dos níveis de lixiviado em cada subestação, os valores médios obtidos a partir dos vários sistemas de leitura (piezómetros de tubo aberto, considerando os dois tipos de sensores utilizados, e células TI) quando concordantes entre si, ou apenas os obtidos pela leitura dos piezómetros de tubo aberto (quando os valores das células TI se tornam discordantes dos anteriores). Os valores médios considerados são igualmente apresentados nas Figuras 6.29 a 6.31.

Salienta-se ainda que a concordância de valores das pressões intersticiais verificada a partir dos registos dos piezómetros de tubo aberto e das células de pressões intersticiais (para o período de vida útil destas células), não permitiu a diferenciação de pressões intersticiais associadas apenas ao biogás.

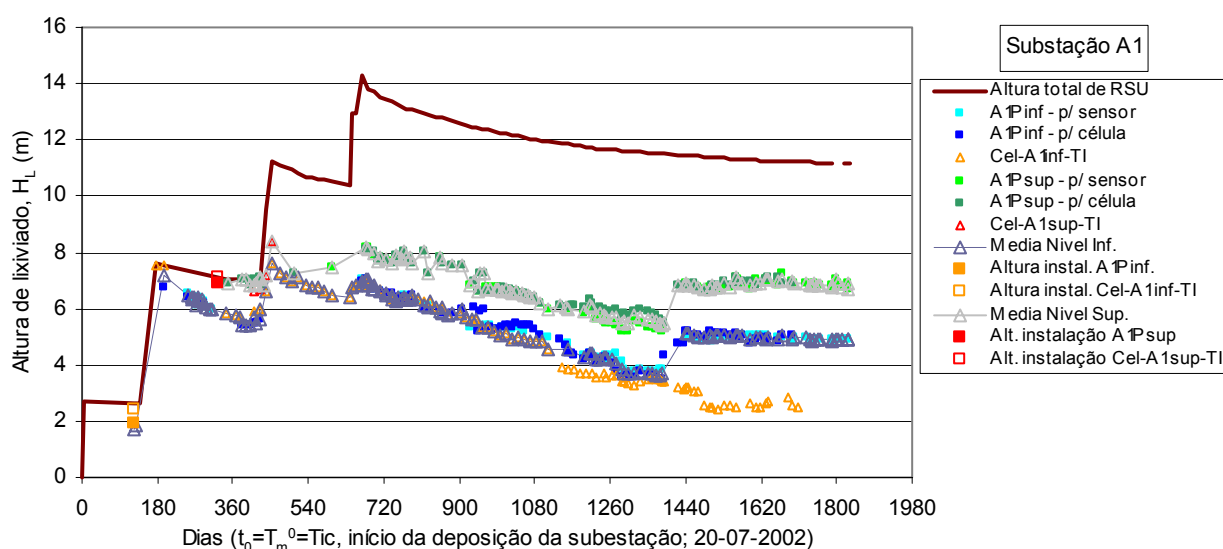


Figura 6.29 – Resultados do controlo dos níveis de lixiviados da subestação A1.

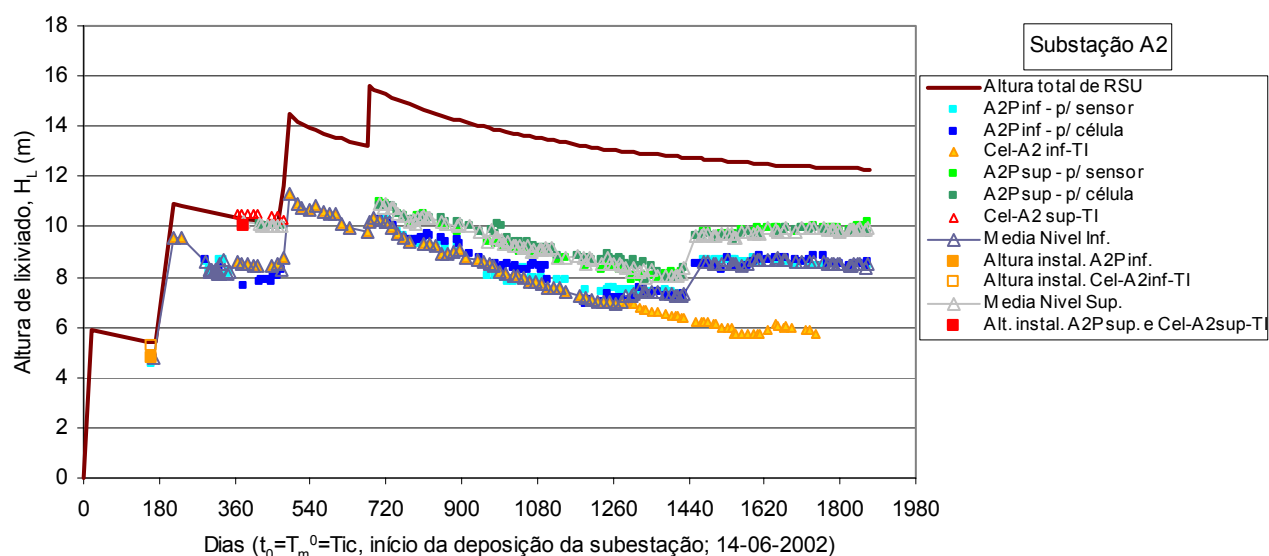


Figura 6.30 – Resultados do controlo dos níveis de lixiviados da subestação A2.

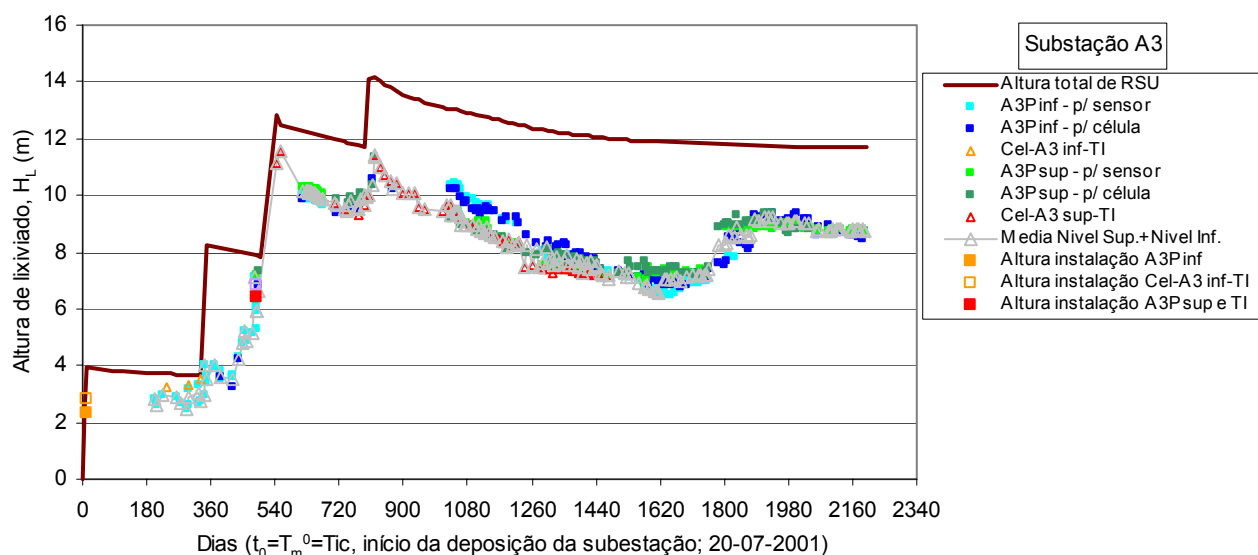


Figura 6.31 – Resultados do controlo dos níveis de lixiviados da subestação A3.

A tensão registada por cada célula de tensões totais corresponde à tensão normal ao plano da célula ( $\sigma_n$ ), pelo que para a determinação do estado de tensão no plano XZ, utilizaram-se, quando os dados o permitiam (Cel-A1inf e Cel-A3sup), as tensões normais registadas pelas células instaladas a 90° e a 45° e a sua posição real (determinada a partir da posição de instalação e da rotação sofrida por cada uma destas células), ou seja, para cada instante conhece-se a orientação de 3 planos e as respectivas tensões normais. Em consequência, o ângulo ( $\alpha$ ) entre cada tensão normal registada e a horizontal (eixo dos XX) foi definido para cada leitura tendo em conta a posição de instalação e a rotação de cada célula. Conforme referido anteriormente, os clinómetros destas células ficaram fora de serviço a partir de determinada altura, porém como, de um modo geral, as últimas leituras registadas pelos clinómetros indiciam uma estabilização da posição das células (os períodos de maior perturbação estão naturalmente associados à fase de deposição ou até algum tempo após a sua finalização), considerou-se que os seus ângulos se mantiveram constantes após perda dos clinómetros. As células de tensões totais instaladas na horizontal foram utilizadas apenas para confirmar os valores obtidos pelas restantes já que, apesar de serem, à partida, as que apresentariam

menor tendência para sofrer rotação, estas podem ter ocorrido e não foram registadas. Para estes conjuntos de células, as componentes do tensor de tensões, ( $\sigma_x$ ,  $\sigma_z$  e  $\tau_{xz}$ ) foram assim determinadas a partir do seguinte sistema de equações:

$$\begin{cases} \sigma_{n45D(t)} = \sigma_{X(t)} \cdot \cos^2 \alpha_{45D(t)} + \sigma_{Z(t)} \cdot \sin^2 \alpha_{45D(t)} + 2 \cdot \tau_{XZ(t)} \cdot \cos \alpha_{45D(t)} \cdot \sin \alpha_{45D(t)} \\ \sigma_{n45E(t)} = \sigma_{X(t)} \cdot \cos^2 \alpha_{45E(t)} + \sigma_{Z(t)} \cdot \sin^2 \alpha_{45E(t)} + 2 \cdot \tau_{XZ(t)} \cdot \cos \alpha_{45E(t)} \cdot \sin \alpha_{45E(t)} \\ \sigma_{n90(t)} = \sigma_{X(t)} \cdot \cos^2 \alpha_{90(t)} + \sigma_{Z(t)} \cdot \sin^2 \alpha_{90(t)} + 2 \cdot \tau_{XZ(t)} \cdot \cos \alpha_{90(t)} \cdot \sin \alpha_{90(t)} \end{cases} \quad (6.6)$$

Em  $\sigma_{nj}$  é a tensão normal registada pela célula  $j$  no instante  $t$ , e  $\alpha_j$  o ângulo entre a normal ao plano da célula e o eixo dos  $XX$  no mesmo instante.

Para as Cel-A1sup, e uma vez que não se dispõe de dados dos clinómetros e que a extrapolação da rotação destas células a partir dos outros conjuntos de células é muito difícil, dado a rotação sofrida pelas várias células em que se procedeu ao registo da sua rotação ter sido variável, considerou-se (à semelhança dos procedimentos usuais na instrumentação de obras geotécnicas) que a posição de cada uma das células corresponde à de instalação. Admitindo-se que estas não sofreram rotações, tem-se  $\sigma_{X(t)} = \sigma_{n90(t)}$  e  $\sigma_{Z(t)} = \sigma_{n0(t)}$ . Este procedimento não corresponde certamente à situação real pelo que a caracterização do estado de tensão a partir deste conjunto de células será menos rigorosa.

Por último, no caso das Cel-A2inf e Cel-A2sup, em que não existem dados das células TT90°, o estado de tensão foi determinado a partir das tensões normais registadas pelas 3 células restantes (TT0°, TT45°D e TT45°E) e a orientação das células foi definida a partir do ângulo de instalação e da rotação posterior verificada (no caso das células TT45°D e TT45°E) e considerando que a célula TT0° manteve a sua posição de instalação (0°, ou seja  $\sigma_{Z(t)} = \sigma_{n0(t)}$ ). A avaliação do estado de tensão a partir destes dois conjuntos de células será, pelo motivo indicado, apenas aproximada.

Para cada conjunto de células, após determinação do tensor das tensões de acordo com os procedimentos indicados, calculou-se o invariante do tensor das tensões para um estado plano (Equações 6.7 a 6.9) e, a partir da equação característica (Equação 6.10), determinaram-se as tensões principais,  $\sigma_i$ , (Equações 6.11).

$$I_1 = \sigma_X + \sigma_Z + \sigma_Y \quad (6.7)$$

$$I_2 = -\sigma_X \cdot \sigma_Z + \tau_{XZ}^2 - \sigma_Y \cdot (\sigma_X + \sigma_Z) \quad (6.8)$$

$$I_3 = \sigma_Y \cdot (\sigma_X \cdot \sigma_Z - \tau_{XZ}^2) \quad (6.9)$$

$$\sigma_i^3 - I_1 \cdot \sigma_i^2 - I_2 \sigma_i - I_3 = 0 \quad (6.10)$$



$$\left\{ \begin{array}{l} \sigma_i = \sigma_Y \\ \sigma_i = \frac{\sigma_X + \sigma_Z}{2} + \sqrt{\left(\frac{\sigma_X - \sigma_Z}{2}\right)^2 + \tau_{XZ}^2} \\ \sigma_i = \frac{\sigma_X + \sigma_Z}{2} - \sqrt{\left(\frac{\sigma_X - \sigma_Z}{2}\right)^2 + \tau_{XZ}^2} \end{array} \right. \quad (6.11)$$

A aplicação deste procedimento implicou admitir que se está perante um estado plano de deformação em que  $\sigma_Y$  corresponde a uma tensão principal (intermédia) e, consequentemente, que as outras duas direcções principais são perpendiculares ao eixo dos YY, pelo que se pôde determinar a direcção destas duas direcções principais ( $\sigma_1$  e  $\sigma_3$ ) através da Equação 6.12.

$$\operatorname{tg} 2\alpha = \frac{2\tau_{XZ}}{\sigma_X - \sigma_Z} \Leftrightarrow \left\{ \begin{array}{l} \alpha_i = \frac{1}{2} \cdot \operatorname{arctg} \left( \frac{2\tau_{XZ}}{\sigma_X - \sigma_Z} \right) \\ \alpha_i = \alpha_1 + 90^\circ \end{array} \right. \quad (6.12)$$

As Figuras 6.32 a 6.36 ilustram, para cada conjunto de células, a evolução das tensões verticais ( $\sigma_v = \sigma_z$ ) e horizontais ( $\sigma_h = \sigma_x$ ), das tensões principais ( $\sigma_1$  e  $\sigma_3$ ) e das respectivas direcções (expressas pelos ângulos com o eixo dos XX,  $\alpha$ ) em função do tempo decorrido desde o início da deposição em cada subestação.

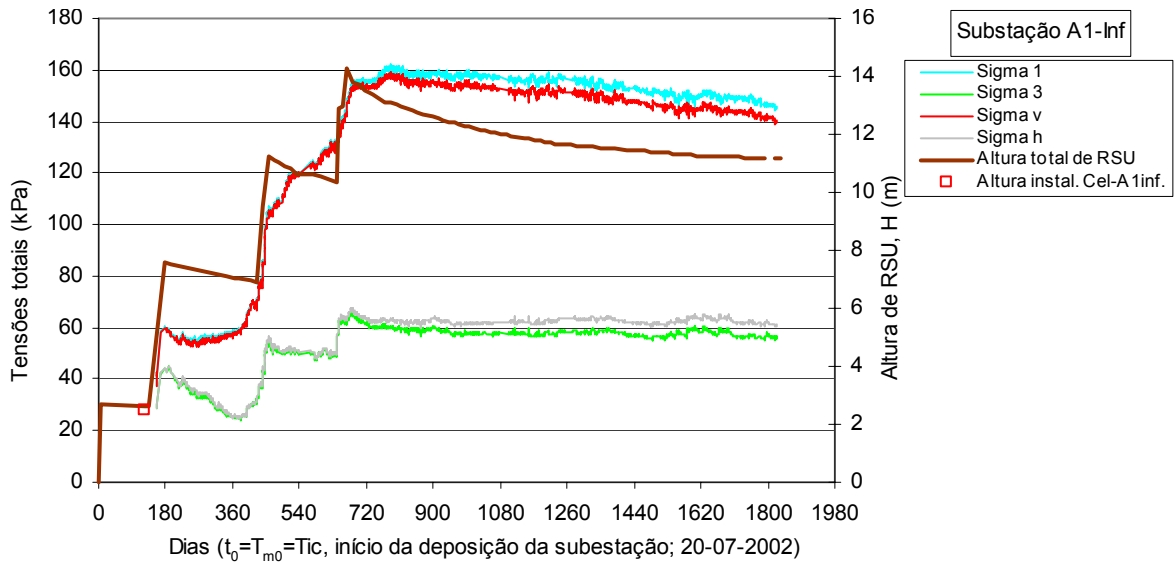


Figura 6.32 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A1inf (continua na página seguinte).

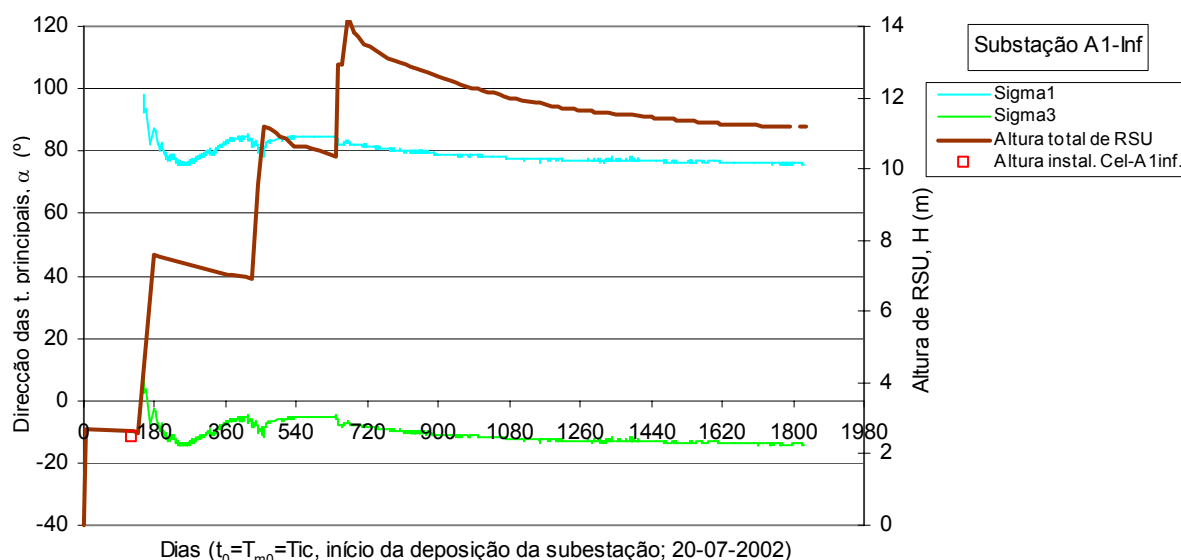


Figura 6.32 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A1inf (continuação).

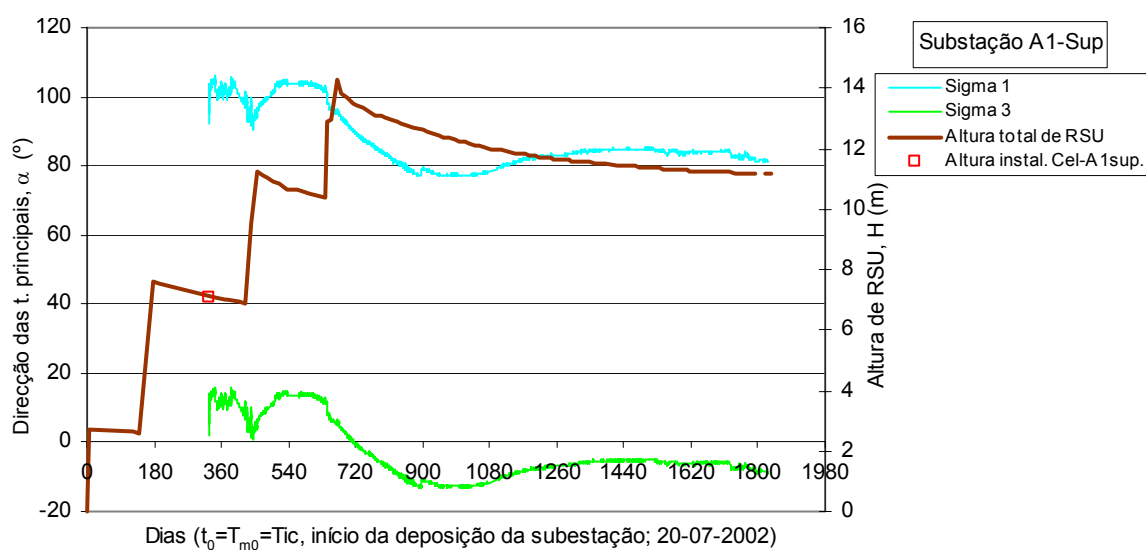
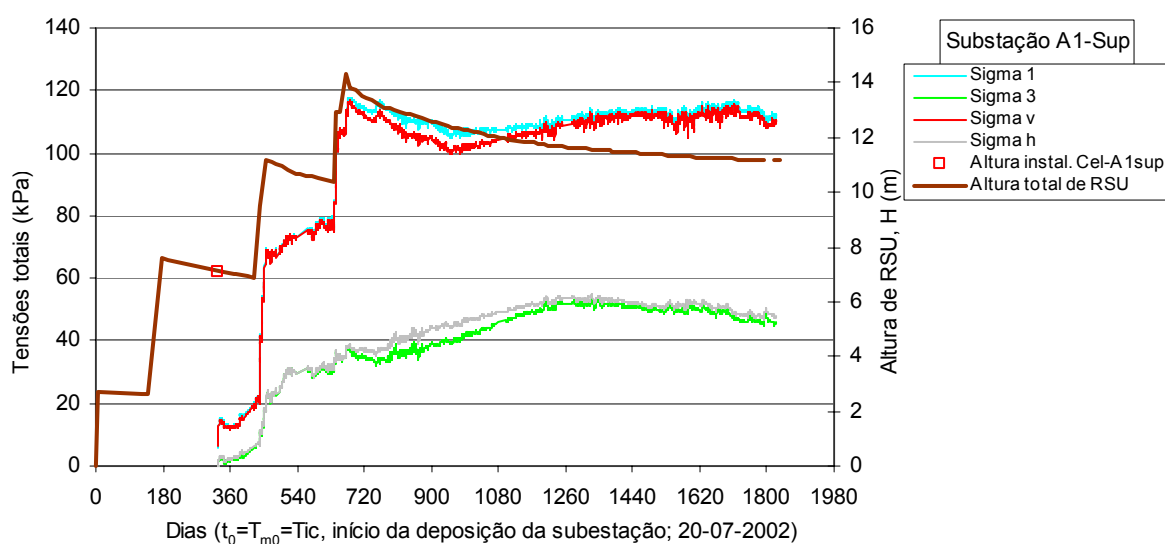


Figura 6.33 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A1sup.

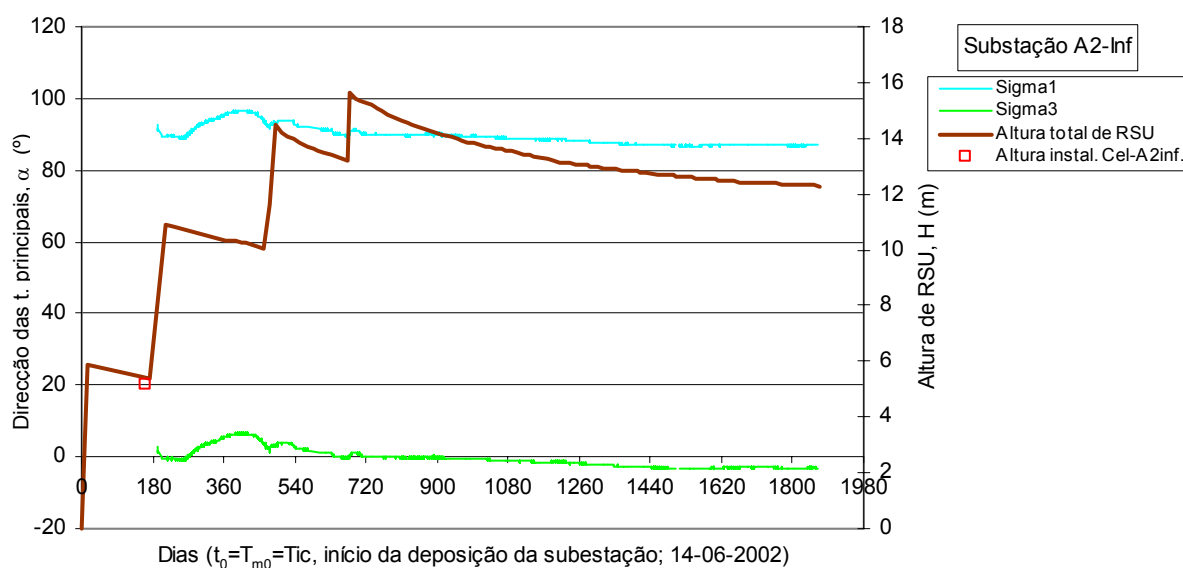
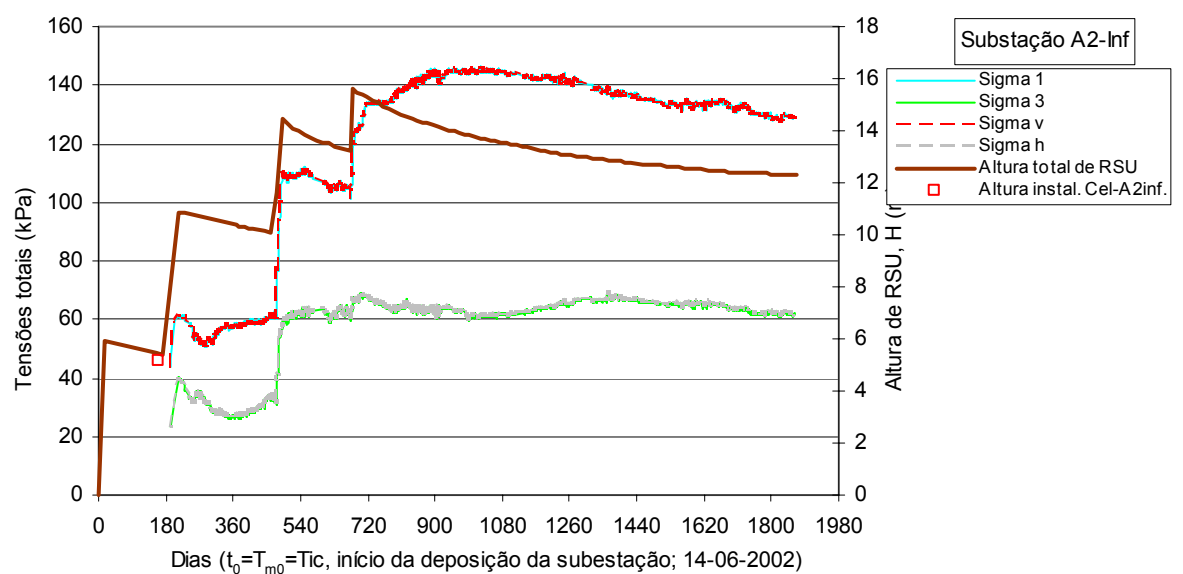


Figura 6.34 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A2inf.

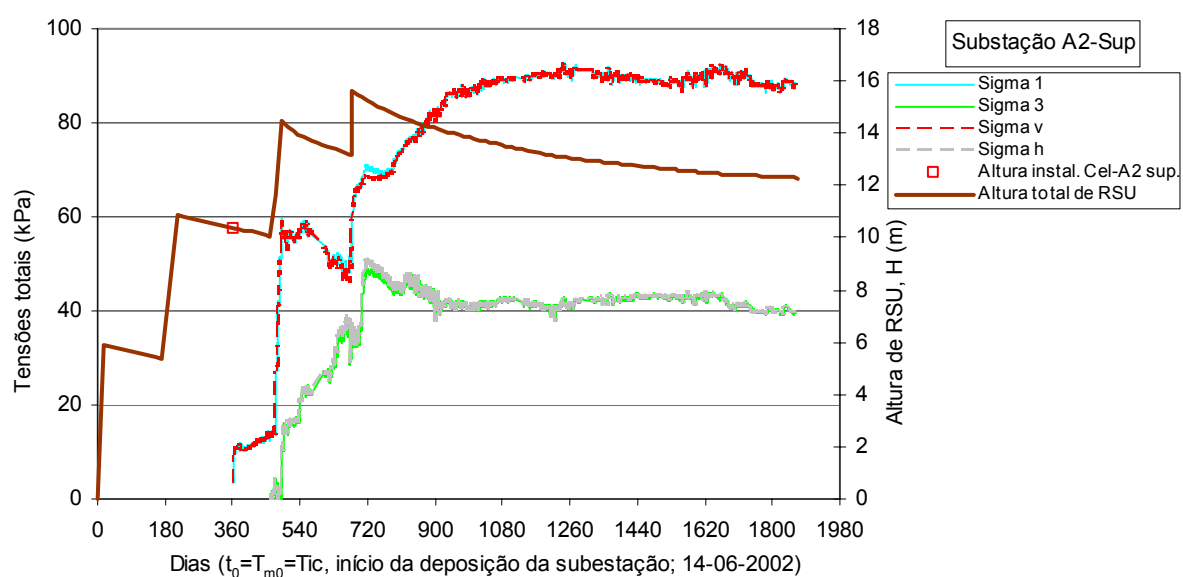


Figura 6.35 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A2sup (continua na página seguinte).

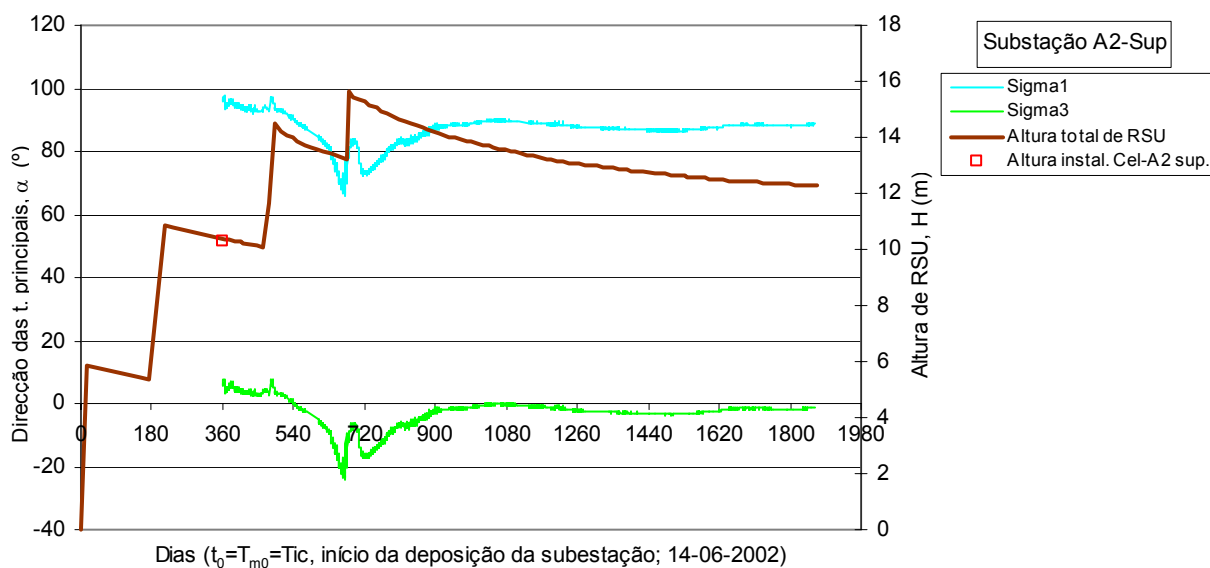


Figura 6.35 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A2sup (continuação).

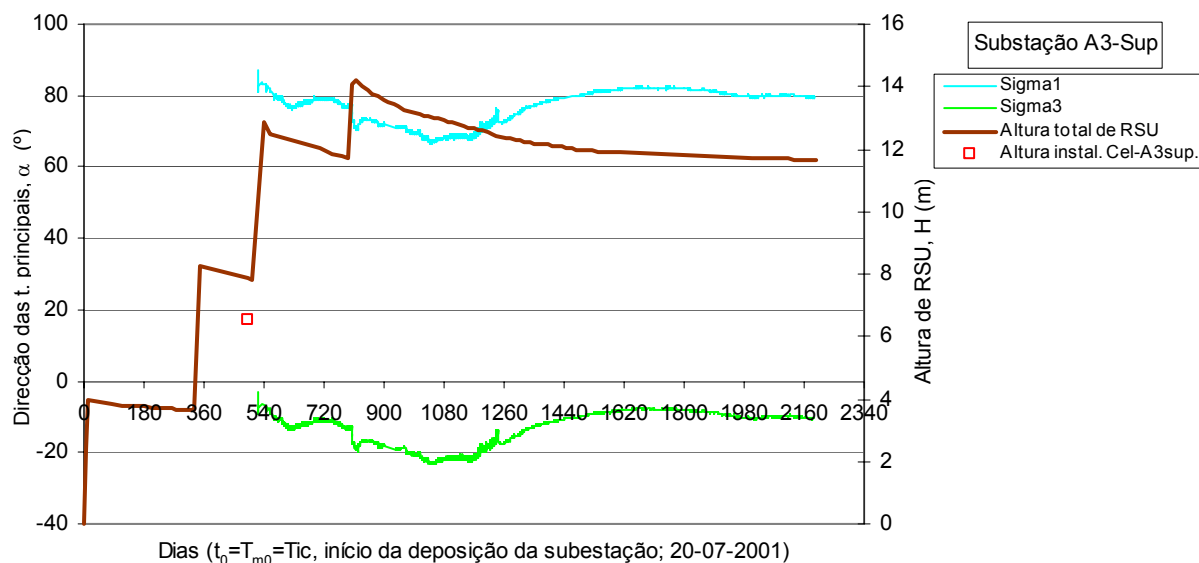
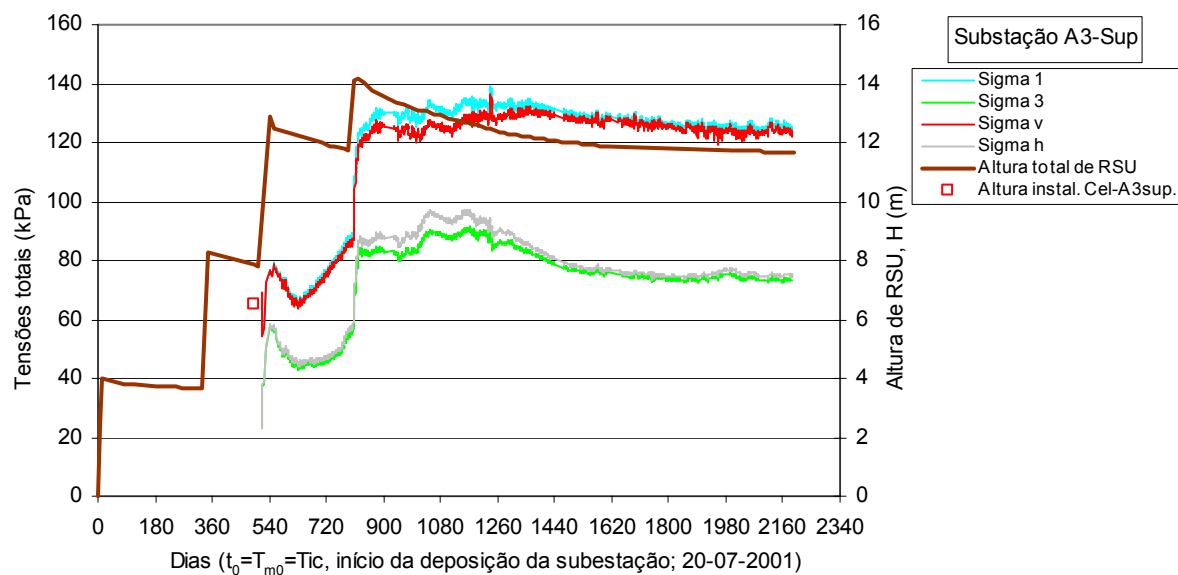


Figura 6.36 – Variação do estado de tensão em função do tempo a partir das Cel-A3sup.

Os valores das tensões efectivas horizontais, verticais e principais são apresentados nas Figuras 6.37 a 6.41. Para facilitar a análise dos resultados, para além das tensões efectivas, apresentam-se ainda nestas figuras os valores das tensões intersticiais considerados para o cálculo das tensões efectivas (definidas com base na altura média de lixiviado apresentada nas Figuras 6.29 a 6.31 e na posição de instalação das células, ou seja, sem considerar os assentamentos sofridos pelas células após instalação) e os valores das tensões efectivas registados pelas células TI, que, conforme já mencionado, a partir de certa altura dão resultados divergentes dos obtidos através dos piezómetros.

No § 7.3.5.1 (Figuras 7.24 a 7.28) apresentam-se os valores das tensões efectivas verticais determinadas a partir de cada conjunto de células e considerando a altura média de lixiviados acima da posição real das células, isto é, considerando os assentamentos sofridos por estas (definidos a partir das placas e aranhas magnéticas colocadas junto a cada conjunto de células). Aquelas tensões efectivas são, naturalmente, ligeiramente inferiores às apresentadas neste capítulo (a partir da posição média de lixiviados), já que a altura real de lixiviados acima das células é ligeiramente superior à considerada quando se despreza os assentamentos sofridos pelas células e correspondem às tensões efectivas realmente instaladas ao nível das células de pressão.

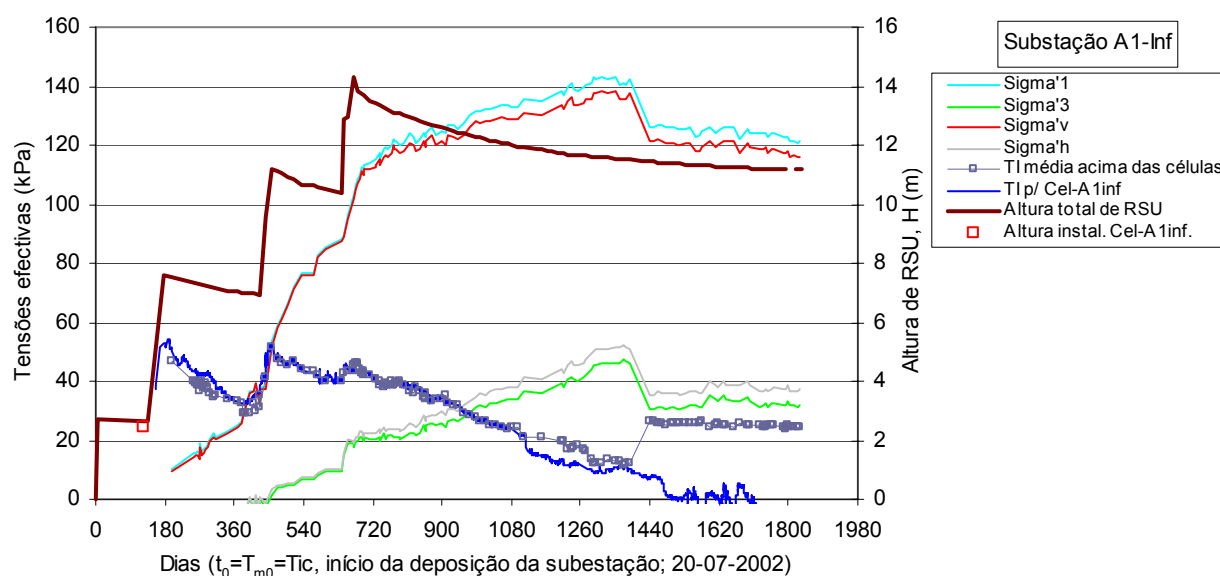


Figura 6.37 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A1inf.

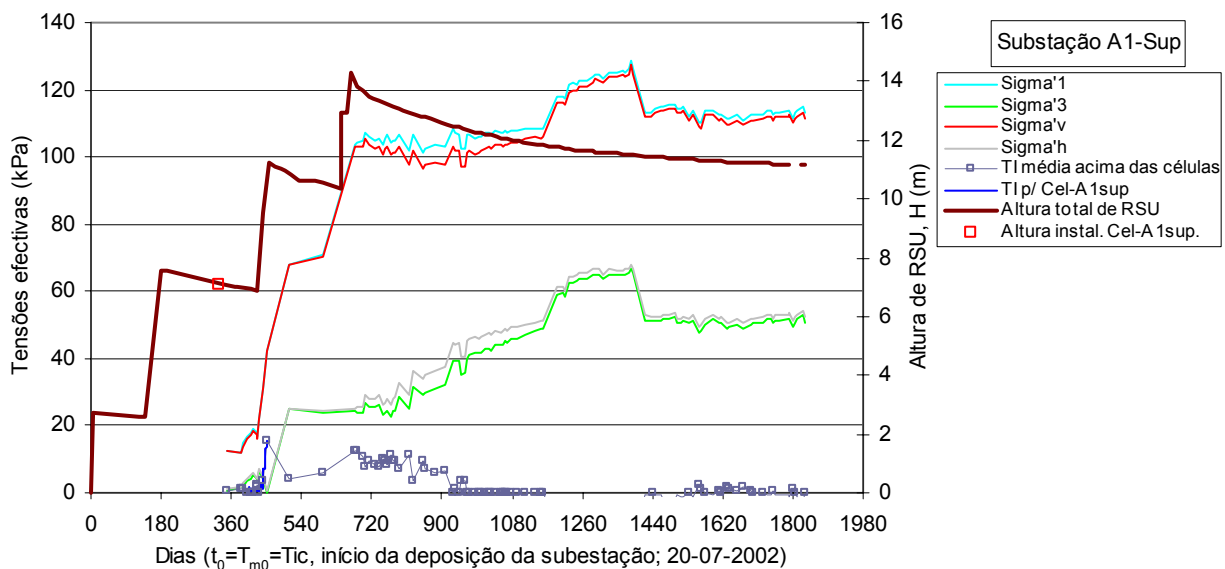


Figura 6.38 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A1sup.

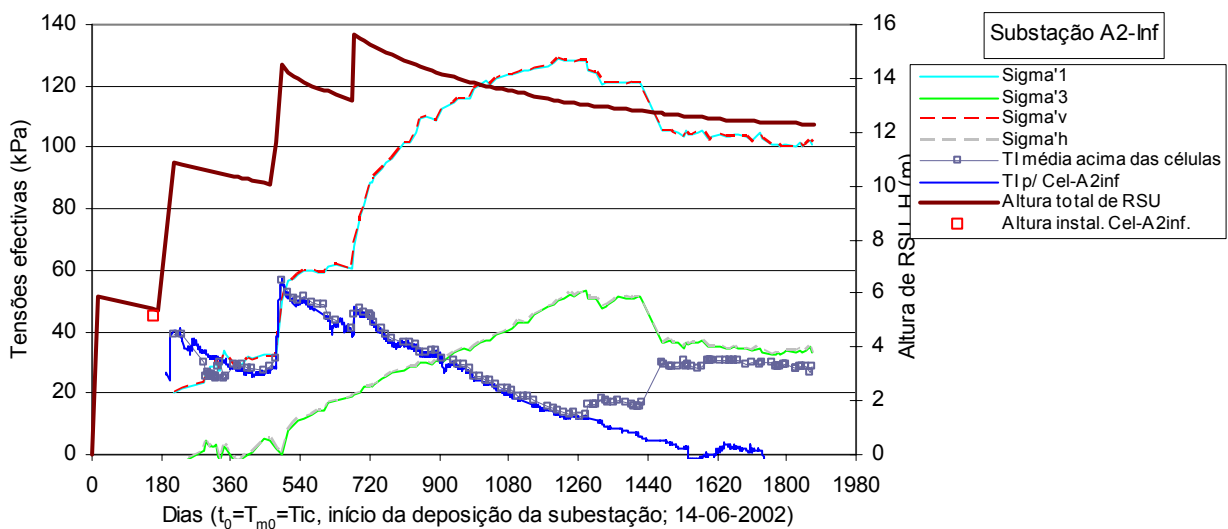


Figura 6.39 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A2inf.

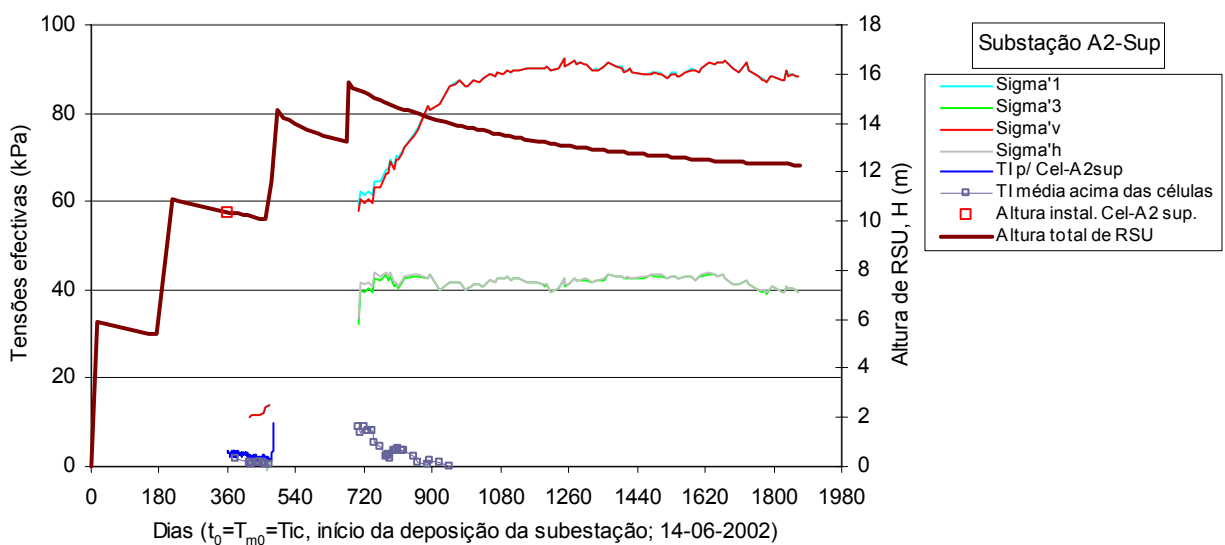


Figura 6.40 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A2sup.

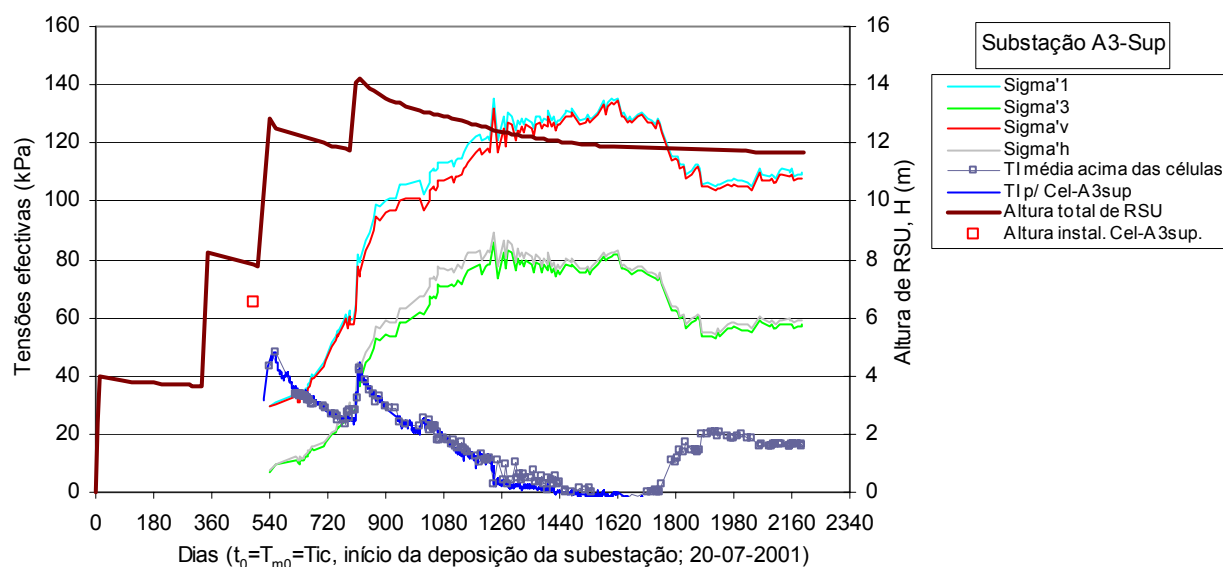


Figura 6.41 – Tensões efectivas e intersticiais em função do tempo a partir das Cel-A3sup.

A análise conjunta das tensões obtidas permite verificar a existência de um acréscimo de pressões intersticiais associada à deposição de novas camadas. Este aumento dá-se de forma imediata e tende a dissipar-se, no máximo, ao fim de cerca de 2 a 3 meses após o fim da deposição da nova camada. Verifica-se ainda que houve uma rotação das direcções das tensões principais relativamente ao sistema de eixos XZ, a qual vai variando no tempo, em particular durante a fase de deposição, tendendo depois a estabilizar para valores da ordem dos  $76^\circ$  a  $89^\circ$  para a direcção da tensão principal máxima e entre  $-14^\circ$  a  $-1^\circ$  para a direcção da tensão principal mínima, sendo, para o mesmo alinhamento de células, superior a rotação das células instaladas a níveis inferiores do que a das colocadas a níveis superiores.

## 6.7 SENSORES DE TEMPERATURA

A temperatura do corpo do aterro foi controlada pelos sensores de temperatura instalados concomitantemente com a deposição dos resíduos (acoplados às células de tensões totais e intersticiais) e a partir do interior dos piezómetros de tubo aberto, através dos piezómetros de corda vibrante que também têm incorporados sensores de temperatura.

Nas Figuras 6.42 a 6.49 apresentam-se, para cada subestação, os resultados obtidos pelos vários equipamentos de leitura. Nos casos das subestações A1, A2 e A3 em que existem registos de temperatura obtidos, quer a partir dos sensores de temperatura instalados, quer da leitura dos piezómetros de tubo aberto, apresentam-se os resultados em dois gráficos, um relativo aos equipamentos instalados a cotas inferiores (Inf) e outro relativo aos instalados a cotas superiores (Sup). Conforme referido no § 4.3.5.2, todas as células e sensores instalados na subestação A4 (Cel-A4med) foram danificados devido a uma trovada, pelo que o controlo da temperatura desta subestação foi efectuado apenas a partir dos piezómetros de tubo aberto.

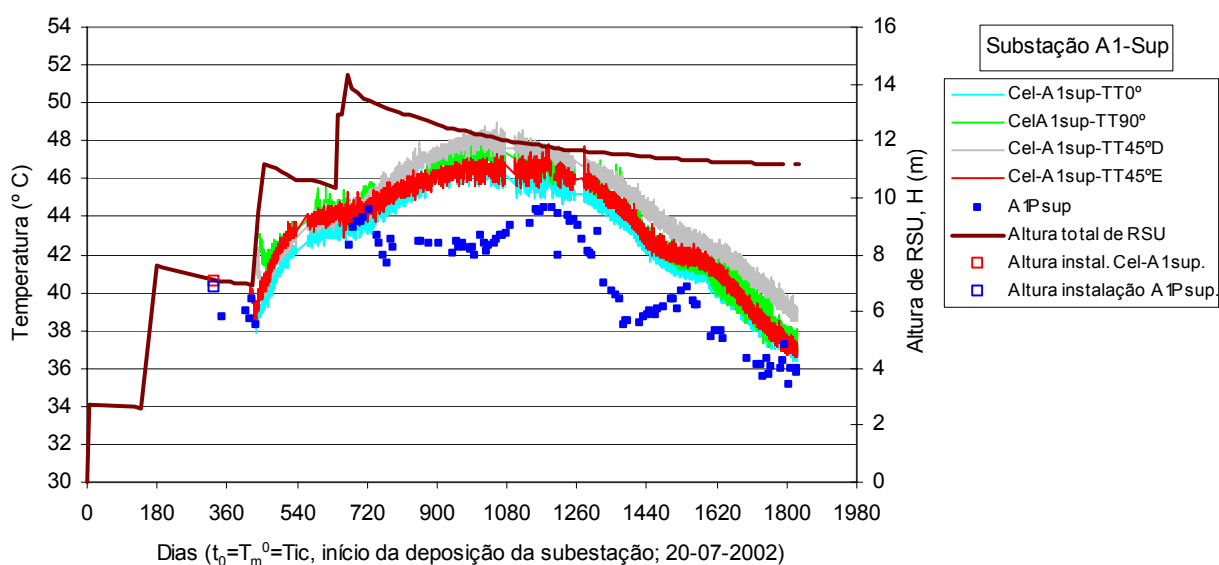
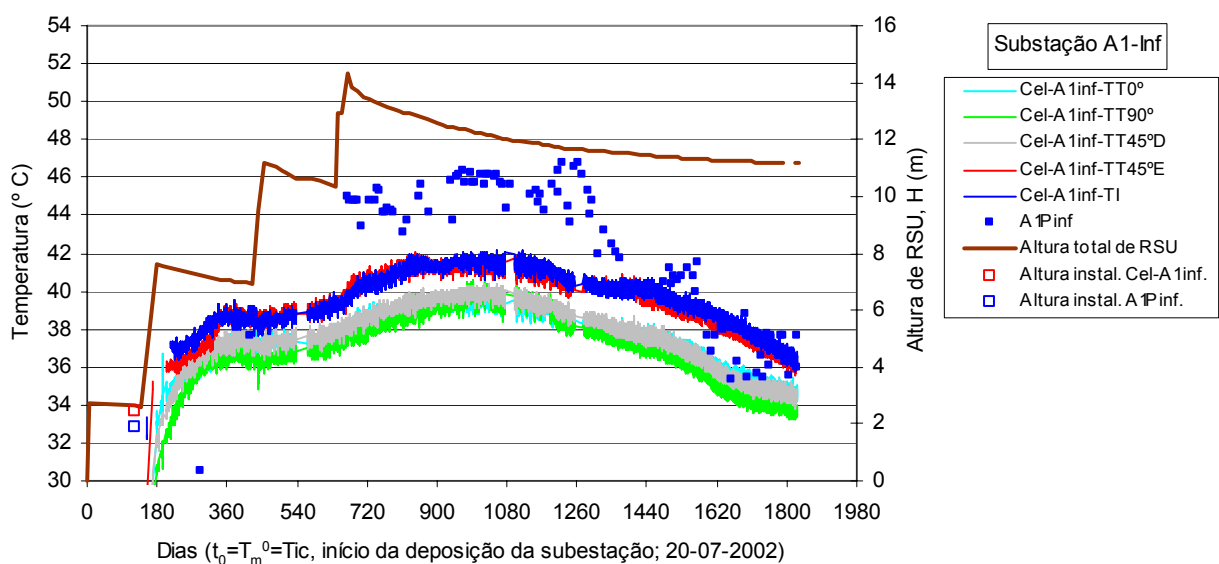


Figura 6.42 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A1.

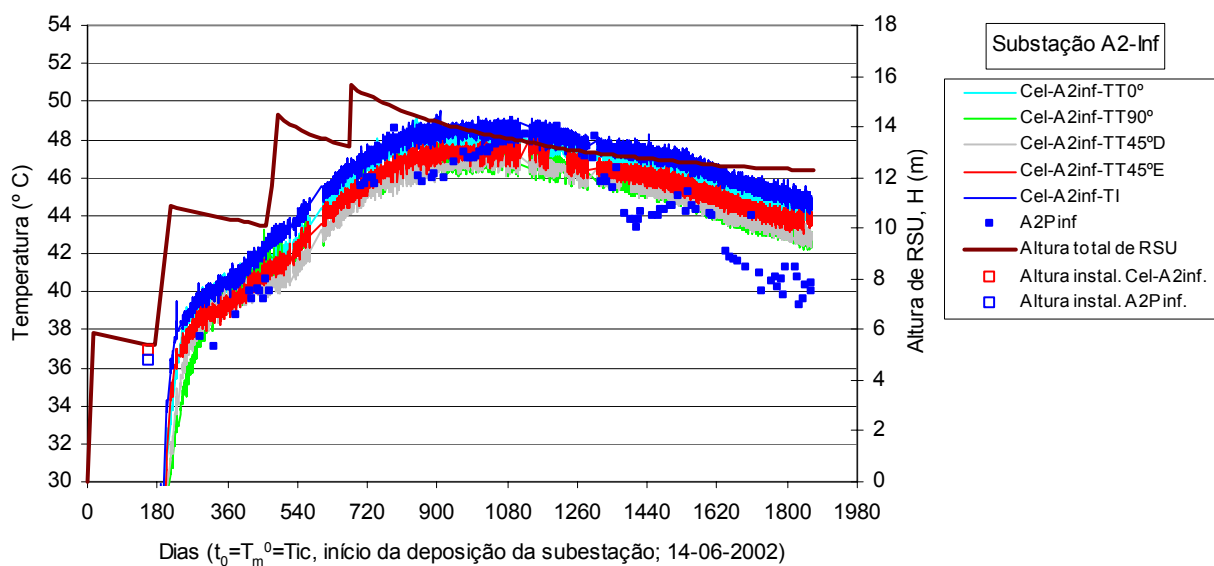


Figura 6.43 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A2 (continua na página seguinte).



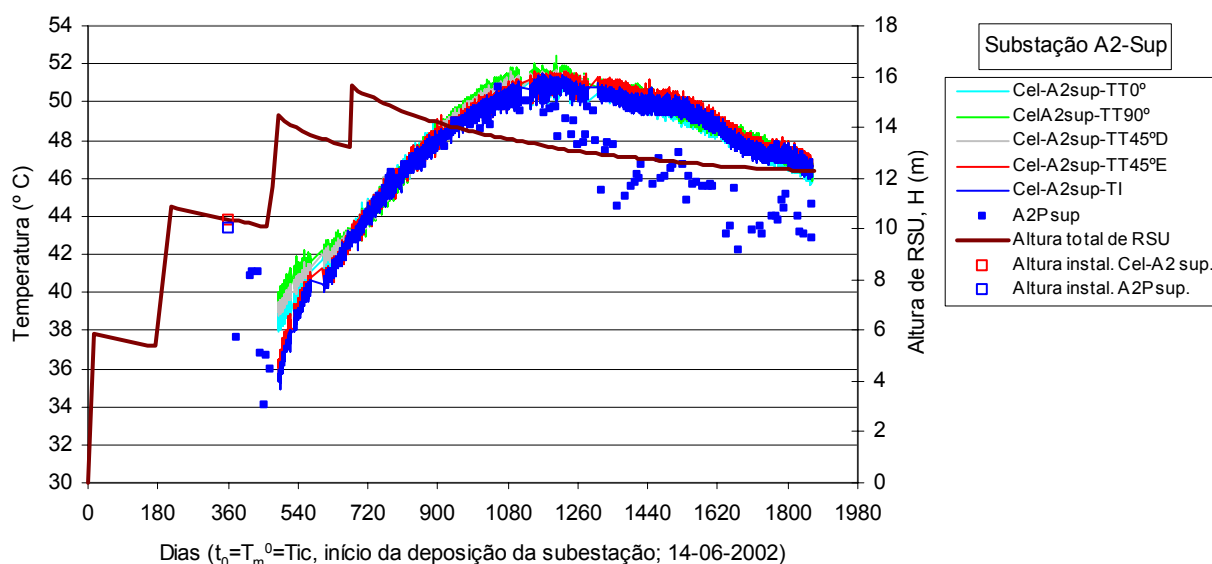


Figura 6.43 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A2 (continuação).

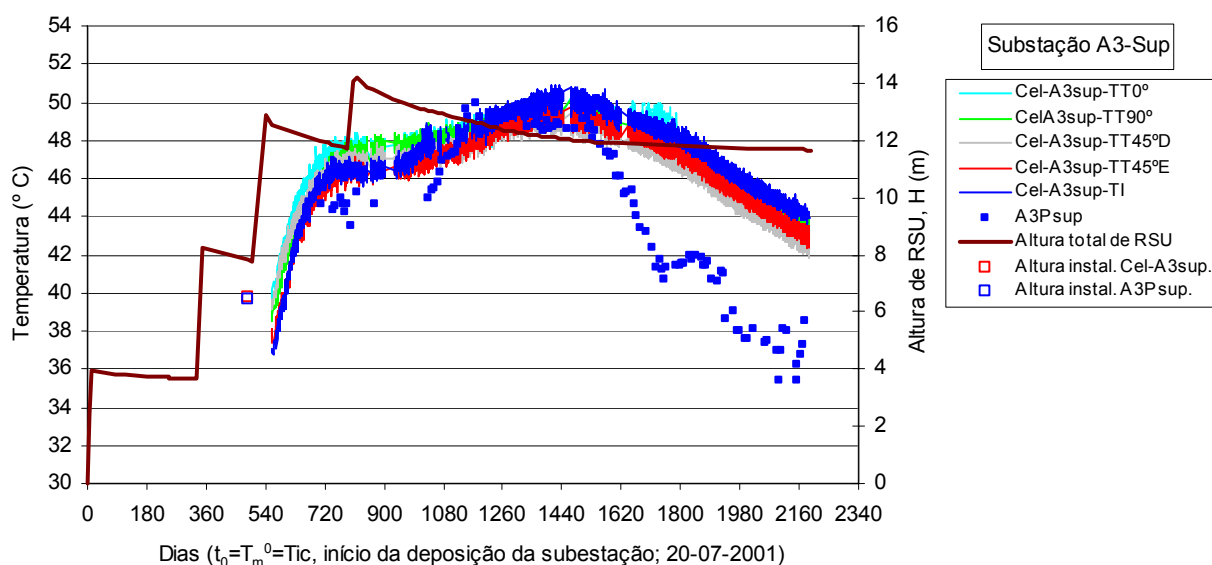


Figura 6.44 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A3.

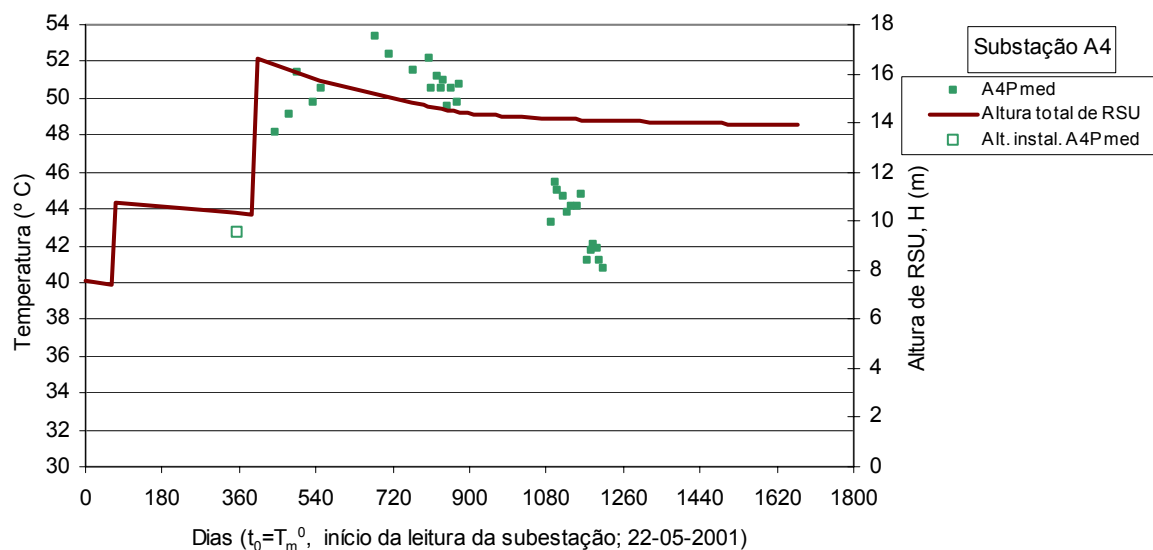


Figura 6.45 – Resultados do controlo da temperatura da subestação A4.

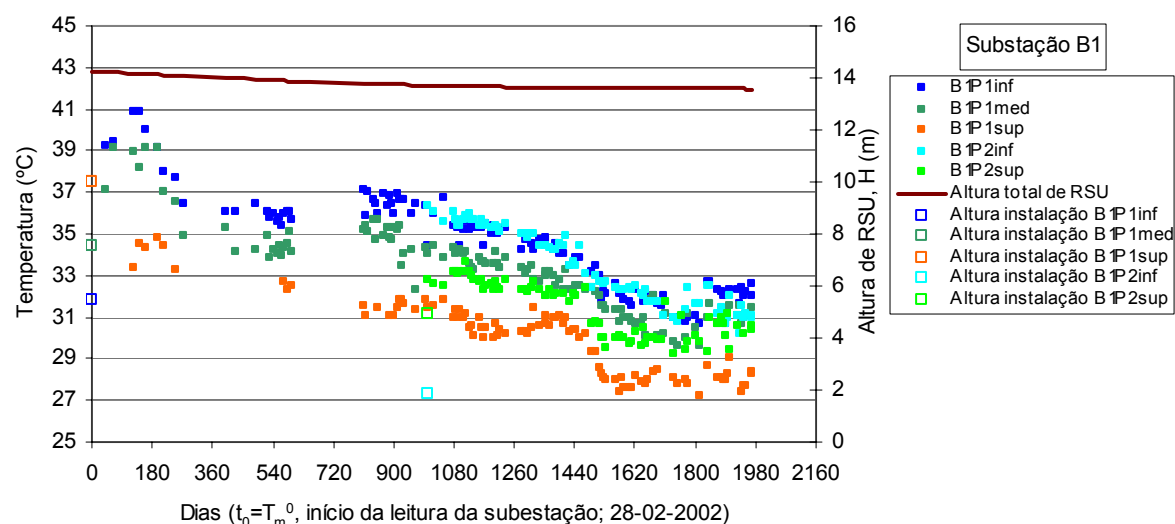


Figura 6.46 – Resultados do controlo da temperatura da subestação B1.

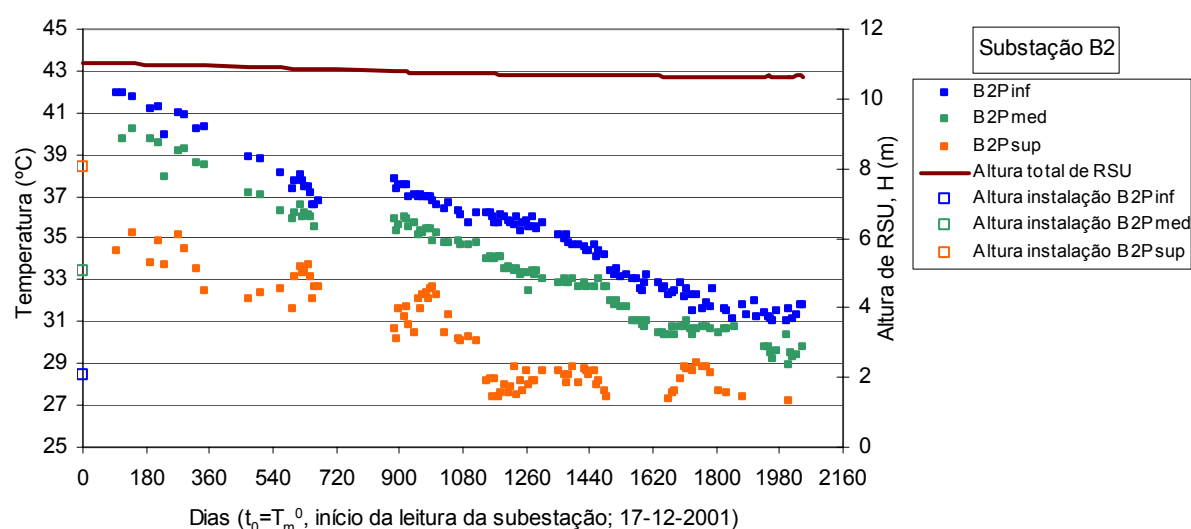


Figura 6.47 – Resultados do controlo da temperatura da subestação B2.

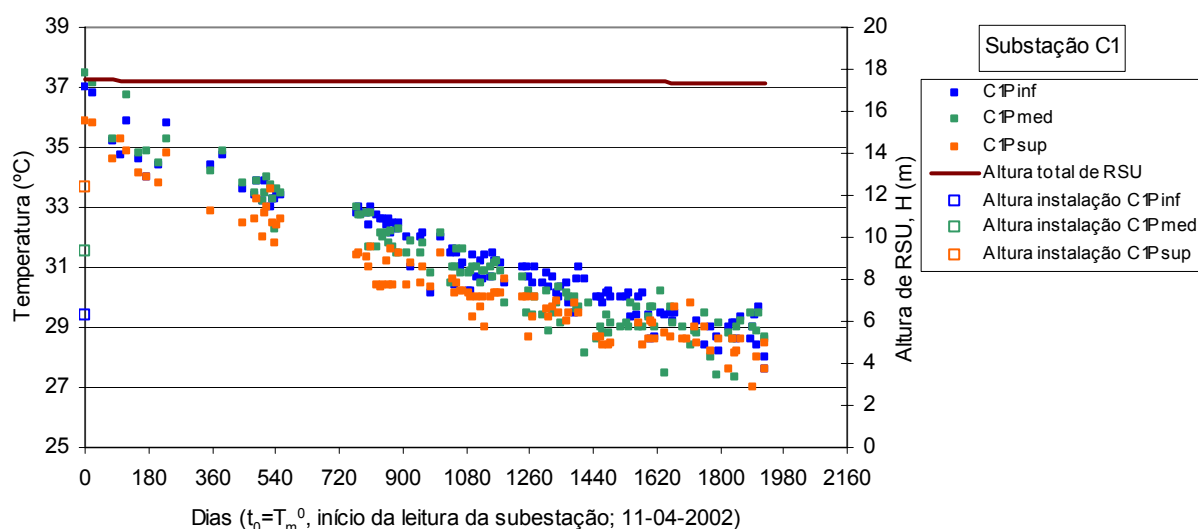


Figura 6.48 – Resultados do controlo da temperatura da subestação C1.

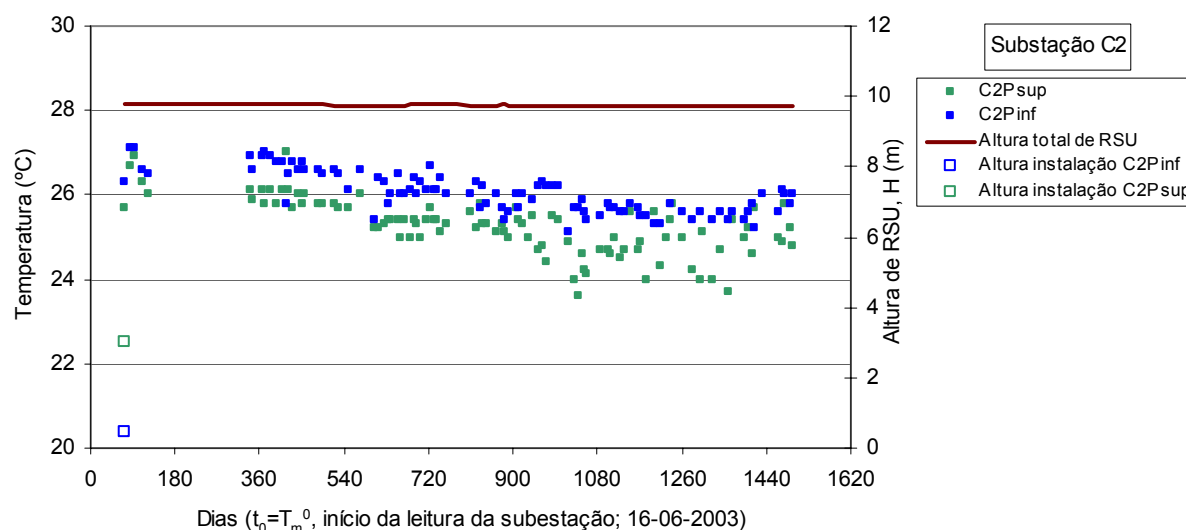


Figura 6.49 – Resultados do controlo da temperatura da subestação C2.

Os dois métodos de leituras utilizados apresentam alguma discrepância de valores (diferenças máximas da ordem dos 5°C), sendo, por regra, inferiores os obtidos a partir dos piezómetros de tubo aberto (excepto para o P1inf da subestação A1 que forneceu valores superiores aos dos sensores das células de pressão). Todavia, é interessante verificar que em todas as subestações em que se procedeu à leitura pelos dois métodos, existe uma parte dos dados que é concordante e só em determinados períodos é que se constata diferenças. Aparentemente não existe justificação para estas discrepâncias não sistemáticas, pelo que se admite que possam dever-se ao incorrecto funcionamento de alguns dos sensores de temperatura associados às células de pressões intersticiais usadas na leitura dos piezómetros. Por outro lado, os valores registados pelos sensores acoplados às células de pressão instalados à mesma cota são concordantes entre si e consideram-se mais representativos das temperaturas reais do aterro, quer pelas discrepâncias referidas anteriormente, quer pelo número de leituras ser significativamente superior (chegando a ultrapassar as 6000 leituras por sensor).

A análise global dos dados registados evidencia uma nítida diminuição das temperaturas dos resíduos com o avançar da idade (desde cerca de 50°C, nos resíduos recentes da Estação A, até valores da ordem dos 25°C, para os resíduos mais antigos da Estação C1). Durante a fase de deposição verifica-se uma subida constante das temperaturas, que se prolonga até cerca de 1,4 a 2 anos após a finalização da deposição, e depois uma descida. Esta descida de temperatura é mais acentuada nos resíduos recentes e processa-se a menor velocidade nos resíduos mais antigos.

As leituras efectuadas nas estações B e C, a partir dos piezómetros de tubo aberto, revelam um aumento da temperatura dos resíduos com a profundidade. Este comportamento não é observado na Estação A, onde as temperaturas mais elevadas foram registadas nos sensores e piezómetros instalados a cotas superiores.

## 6.8 SINOPSE

No presente capítulo procedeu-se à apresentação dos resultados obtidos através da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso. A análise conjunta dos diferentes tipos de dados obtidos e apresentados no

Capítulo 5 deste trabalho e no presente capítulo, nomeadamente a comparação dos valores obtidos para os mesmos parâmetros a partir das diferentes metodologias utilizadas, eventuais correlações entre estes e tendências de comportamento será efectuada nos capítulos seguintes.

## **CAPÍTULO 7. PROPRIEDADES FÍSICAS E BIOQUÍMICAS DOS RESÍDUOS. ANÁLISE DE RESULTADOS**

### **7.1 INTRODUÇÃO**

Nos dois capítulos anteriores apresentaram-se os resultados obtidos através da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso (Capítulo 6) e dos ensaios *in situ* e de laboratório (Capítulo 5), os quais tiveram como objectivo a caracterização de algumas das principais propriedades físicas, químicas e mecânicas dos resíduos e o registo de alguns dos aspectos do seu comportamento quando depositados em aterro. No presente capítulo, apresenta-se uma análise desses resultados, em termos de propriedades físicas e químicas dos resíduos.

Esta análise visa, essencialmente, a comparação dos valores obtidos para alguns parâmetros através de diferentes metodologias, a avaliação de eventuais correlações entre estes e a comparação com os valores publicados na bibliografia. Tentar-se-á, ainda, identificar características comportamentais específicas dos resíduos e sua evolução ao longo do tempo.

Conforme referido nos capítulos anteriores, o conhecimento da história construtiva de um aterro sanitário é um aspecto fundamental para a correcta caracterização dos resíduos e para a compreensão do seu comportamento em aterro. Neste sentido, salientam-se os inúmeros comentários registados na bibliografia sobre a ausência de dados quantitativos relativos ao tipo e idade dos resíduos em estudo, e à consequente dificuldade de proceder a análises conjuntas, as quais resultam frequentemente em grandes dispersões de resultados e na constatação de comportamentos contraditórios.

Com o objectivo de colmatar esta falha, pretendeu-se, neste trabalho, proceder à caracterização de apenas algumas das propriedades básicas dos resíduos e associá-las, sempre que possível, à idade dos resíduos depositados e à sua composição. Dadas as dificuldades em estudar estes materiais e o carácter recente que estes estudos têm, considerou-se necessário contribuir para a estabilização da caracterização básica dos resíduos, ponto de partida fundamental para o desenvolvimento de análises mais complexas e pormenorizadas sobre o comportamento dos resíduos e dos aterros sanitários.

### **7.2 IDADE DOS RESÍDUOS DEPOSITADOS**

Como já foi referido, procurou-se acompanhar a história construtiva do aterro sanitário de Sto Tirso com o objectivo de quantificar, o melhor possível, a idade dos resíduos depositados. O rigor desta quantificação não será absoluto mas pretende ser mais detalhado do que os usualmente publicados, isto é: resíduos antigos ou recentes, resíduos com cerca de 10 a 15 anos, etc.

Na Figura 4.20 (§ 4.3.5.2) apresentaram-se os períodos correspondentes à deposição de cada camada de resíduos do aterro de Sto Tirso ao longo das Estações em estudo (A, B e C). Estes dados foram obtidos de duas formas distintas, às quais estão associados diferentes níveis de precisão:

- para as camadas mais antigas, em que a deposição já se encontrava finalizada aquando do início dos trabalhos realizados no âmbito desta investigação, utilizaram-se as informações e registos do Dono de Obra e das empresas que tiveram ou têm a seu cargo a exploração do aterro (Soares da Costa, S.A. e Serurb), e a análise dos levantamentos topográficos periódicos realizados por estas entidades; assim, a definição das datas correspondentes é aproximada;

- para as camadas depositadas após o início dos trabalhos de investigação, a sua datação foi efectuada a partir do controlo topográfico de cada estação (por regra quinzenais) e aferidas com base no acompanhamento dos trabalhos do aterro e nas informações do Dono de Obra e das entidades exploradoras; no caso dos resíduos da Estação A, esta aferição foi efectuada a partir dos dados registados pelas células de pressão instaladas, as quais registaram as pressões 4 vezes por dia, permitindo assim identificar com precisão as datas em que decorreram novas deposições.

Relativamente aos resíduos da Estação C (1ª camada) salienta-se que não foi possível determinar a sua idade através de qualquer dos procedimentos referidos, já que correspondem a resíduos provenientes da antiga lixeira existente no local, antes de se proceder à construção do aterro sanitário. Deste modo, apenas se sabe que a sua idade será superior às abaixo indicadas, correspondentes ao período em que estes resíduos foram trasfegados para o aterro sanitário.

A partir destes dados considerou-se, para cada amostra colhida, que a sua idade seria a correspondente à diferença entre a data de colheita ou de furação e a data correspondente ao meio tempo da deposição da respectiva camada. Para os ensaios *in situ* a idade dos resíduos foi definida a partir da profundidade de execução do ensaio e da diferença entre a data correspondente ao meio tempo da deposição da camada correspondente e a data de realização do ensaio. Como as alturas dos resíduos são variáveis ao longo do tempo, em consequência dos processos de assentamento que vão decorrendo, a definição dos limites de profundidade de cada camada, após deposição, foi efectuada a partir das cotas das respectivas banquetas do aterro, à data de execução das sondagens ou ensaios. A definição destes limites é naturalmente aproximada, até porque os assentamentos das várias camadas não são constantes ao longo de cada perfil. Assim, salienta-se que a definição dos limites de cada camada (arredondados ao metro) incluirá, muito provavelmente, alguma espessura de resíduos que na realidade corresponde à camada imediatamente acima ou abaixo, mas que, face à espessura das camadas (4 a 6 m), se considerou pouco significativa.

Os dados relativos à datação dos resíduos atravessados pelas sondagens são apresentados nos Quadros 7.1 a 7.3. A partir destes quadros, e de acordo com os princípios referidos anteriormente, estimou-se a idade média das várias amostras colhidas, determinada com base na profundidade e datas de recolha dos resíduos a partir das sondagens (metro a metro) e nas datas de deposição das respectivas camadas. A idade dos resíduos interessados pelos ensaios realizados no interior dos furos de sondagem (SPT e pesos volumicos) corresponde também à indicada nestes quadros para as respectivas profundidades.

Quadro 7.1 – Dados relativos à estimativa da idade das amostras da Estação A.

Subest.	Origem das amostras	Profundidade (m)	Nº da camada	Início da deposição	Fim da deposição	Meio da deposição	Recolha dos RSU	Idade (dias)	Designação das AM	Idade média (dias)	Designação das Am	Idade média (dias)	
A4	A4-SI <sub>2</sub>	0 a 1	7ª	15-06-2002	01-07-2002	23-06-2002	02-09-2004	802	-	-	-	-	
		1 a 2							AM1-A4I <sub>2</sub>	802	-	-	
		2 a 3									-	-	
		3 a 4									Am1-A4I <sub>2</sub>	802	
		4 a 5	6ª	21-07-2001	01-08-2001	26-07-2001	02-09-2004	1134	AM2-A4I <sub>2</sub>	1472	-	-	
		5 a 6									-	-	
		6 a 7									Am2-A4I <sub>2</sub>	1134	
		7 a 8	5ª	02-01-1999	30-06-1999	01-04-1999	02-09-2004	1981			-	-	
		8 a 9									Am3-A4I <sub>2</sub>	1981	
		9 a 10		02-01-1999	30-06-1999	01-04-1999	03-09-2004	1982	AM3-A4I <sub>2</sub>	1982	-	-	
		10 a 11									-	-	
		11 a 12									-	-	
		12 a 13									-	-	
		13 a 14									Am4-A4I <sub>2</sub>	1982	
		14 a 14,8	4ª	01-03-1998	30-06-1998	30-04-1998	03-09-2004	2318	-	-	-	-	
	A4-SI <sub>1</sub>	0 a 6	5ª	02-01-1999	30-06-1999	01-04-1999	08-05-2001	768	-	-	-	-	
		6 a 7,4	4ª	01-03-1998	30-06-1998	30-04-1998	10-05-2001	1106					
		A4-SP	0 a 4,5	5ª	02-01-1999	30-06-1999	01-04-1999	15-05-2001	775	-	-	-	-
		Vala	0 a 2	6ª	02-05-2001	13-05-2001	08-05-2001	17-07-2001	70	AM1	70	Am1	70
A3	A3-SI <sub>2</sub>	0 a 1	9ª	02-10-2003	16-10-2003	09-10-2003	24-11-2004	412	-	-	-	-	
		1 a 2							AM1-A3I <sub>2</sub>	412	-	-	
		2 a 3									-	-	
		3 a 4									Am1-A3I <sub>2</sub>	412	
		4 a 5	8ª	05-12-2002	13-01-2003	24-12-2002	29-11-2004	706	AM2-A3I <sub>2</sub>	706	-	-	
		5 a 6									-	-	
		6 a 7									Am2-A3I <sub>2</sub>	706	
		7 a 8									-	-	
		8 a 9	7ª	15-06-2002	01-07-2002	23-06-2002	02-12-2004	893	AM3-A3I <sub>2</sub>	959	-	-	
		9 a 10									Am3-A3I <sub>2</sub>	893	
		10 a 11									-	-	
		11 a 12									-	-	
		12 a 13									-	-	
		13 a 14									Am4-A3I <sub>2</sub>	1225	
		14 a 14,8	6ª	20-07-2001	01-08-2001	26-07-2001	02-12-2004	1225	-	-	-	-	
A1	Superfície	0 a 1,2	9ª	10-08-2003	24-08-2003	17-08-2003	19-09-2003	33	AM2	33	Am2	33	

Quadro 7.2 – Dados relativos à estimativa da idade das amostras da Estação B.

Subest.	Origem das amostras	Profundidade (m)	Nº da camada	Início da deposição	Fim da deposição	Meio da deposição	Recolha dos RSU	Idade (dias)	Designação das AM	Idade média (dias)	Designação das Am	Idade média (dias)
B2	B2-SP	0 a 1	5ª	01-07-1998	31-12-1998	30-09-1998	12-11-2001	1139	-	-	-	-
		1 a 2							AM1-B2P	1139	-	-
		2 a 3									-	-
		3 a 4									-	-
		4 a 5									Am1-B2P	1139
		5 a 6									-	-
		6 a 7	4ª	02-01-1998	01-06-1998	18-03-1998	15-11-2001	1338	AM2-B2P	1338	-	-
		7 a 8									-	-
		8 a 9									Am2-B2P	1338
		9 a 10									-	-
		10 a 11,1									-	-
B1	B1-SP <sub>1</sub>	0 a 1	7ª	02-01-1999	01-06-1999	18-03-1999	17-02-2002	1067	-	-	-	-
		1 a 2							AM1-B1P <sub>1</sub>	1067	-	-
		2 a 3									Am1-B1P <sub>1</sub>	1067
		3 a 4									-	-
		4 a 5									-	-
		5 a 6									-	-
		6 a 7	5ª	01-07-1998	31-12-1998	30-09-1998	18-02-2002	1237	AM2-B1P <sub>1</sub>	1237	-	-
		7 a 8									Am2-B1P <sub>1</sub>	1237
		8 a 9									-	-
		9 a 10									-	-
		10 a 11									-	-
	B1-SI <sub>1</sub>	0 a 1	7ª	02-01-1999	01-06-1999	18-03-1999	23-10-2002	1315	-	-	-	-
		1 a 2							AM1-B1I <sub>1</sub>	1319	-	-
		2 a 3									-	-
		3 a 4									Am1-B1I <sub>1</sub>	1322
		4 a 5									-	-
		5 a 6	5ª	01-07-1998	31-12-1998	30-09-1998	06-11-2002	1498	AM2-B1I <sub>1</sub>	1499	-	-
		6 a 7									-	-
		7 a 8									-	-
		8 a 9									-	-
		9 a 10									Am2-B1I <sub>1</sub>	1498
		10 a 11									-	-
		11 a 14	4ª	02-01-1998	01-06-1998	18-03-1998	13-11-2002	1701	-	-	-	-



Quadro 7.2 – Dados relativos à estimativa da idade das amostras da Estação B (continuação).

Subest.	Origem das amostras	Profundidade (m)	Nº da camada	Início da deposição	Fim da deposição	Meio da deposição	Recolha dos RSU	Idade (dias)	Designação das AM	Idade média (dias)	Designação das Am	Idade média (dias)
B1	B1-SI <sub>2</sub>	0 a 1	7ª	02-01-1999	01-06-1999	18-03-1999	16-09-2004	2009	-	-	-	-
		1 a 2							AM1-B1I <sub>2</sub>	2009	-	-
		2 a 3									-	-
		3 a 4									Am1-B1I <sub>2</sub>	2009
		4 a 5									-	-
		5 a 6									-	-
		6 a 7	5ª	01-07-1998	31-12-1998	30-09-1998	20-09-2004	2182	AM2-B1I <sub>2</sub>	2182	Am2-B1I <sub>2</sub>	2182
		7 a 8									-	-
		8 a 9									-	-
		9 a 10									Am3-B1I <sub>2</sub>	2182
		10 a 11	4ª	02-01-1998	01-06-1998	18-03-1998	21-09-2004	2379	AM3-B1I <sub>2</sub>	2379	-	-
		11 a 12									-	-
		12 a 13									Am4-B1I <sub>2</sub>	2379
		13 a 14,2									-	-
	B1-SP <sub>2</sub>	0 a 1	7ª	02-01-1999	01-06-1999	18-03-1999	29-09-2004	2022	-	-	-	-
		1 a 2							AM1-B1P <sub>2</sub>	2022	-	-
		2 a 3									-	-
		3 a 4									Am1-B1P <sub>2</sub>	2022
		4 a 5		02-01-1999	01-06-1999	18-03-1999	04-10-2004	2027	AM2-B1P <sub>2</sub>	2111	-	-
		5 a 6									-	-
		6 a 7									Am2-B1P <sub>2</sub>	2196
		7 a 8	5ª	01-07-1998	31-12-1998	30-09-1998	04-10-2004	2196	AM3-B1P <sub>2</sub>	2200	-	-
		8 a 9									-	-
		9 a 10									Am3-B1P <sub>2</sub>	2200
		10 a 11									-	-
		11 a 12									Am4-B1P <sub>2</sub>	2200

Quadro 7.3 – Dados relativos à estimativa da idade das amostras da Estação C.

Subest.	Origem das amostras	Profundidade (m)	Nº da camada	Início da deposição	Fim da deposição	Meio da deposição	Recolha dos RSU	Idade (dias)	Designação das AM	Idade média (dias)	Designação das Am	Idade média (dias)
C1	C1-SP	0 a 1	2 <sup>ab</sup>	01-03-1996	30-06-1996	30-04-1996	22-03-2002	2152	-	-	-	-
		1 a 2							AM1-C1P	2200	-	-
		2 a 3									-	-
		3 a 4									Am1-C1P	2152
		4 a 5	2 <sup>a</sup> a	01-11-1995	28-02-1996	30-12-1995	22-03-2002	2274	-	-	-	-
		5 a 6									-	-
		6 a 7									-	-
		7 a 8									-	-
		8 a 9	1 <sup>ab</sup>	01-07-1995	31-10-1995	31-08-1995	25-03-2002	>2398	AM2-C1P	> 2398	Am2-C1P	> 2398
		9 a 10									-	-
		10 a 11									-	-
		11 a 12									-	-
		12 a 13	1 <sup>a</sup> a	01-03-1995	30-06-1995	30-04-1995	26-03-2002	>2522	AM3-C1P	> 2522	Am3-C1P	> 2522
		13 a 14									-	-
C2	C2-SP	0 a 1	1 <sup>ab</sup>	01-07-1995	31-10-1995	31-08-1995	30-05-2003	>2829	AM1-C2P	> 2829	-	-
		1 a 2									-	-
		2 a 3									-	-
		3 a 4									Am1-C2P	> 2829
		4 a 5	1 <sup>a</sup> a	01-03-1995	30-06-1995	30-04-1995	11-06-2003	>2964	AM2-C2P	> 2964	-	-
		5 a 6									-	-
		6 a 7									-	-
		7 a 8									Am2-C2P	> 2964
		8 a 9,8									-	-
	C2-SI <sub>1</sub>	0 a 3	1 <sup>ab</sup>	01-07-1995	31-10-1995	31-08-1995	28-07-2003	>2888	-	-	-	-
	C2-SI <sub>2</sub>	0 a 1	1 <sup>a</sup> -b	01-07-1995	31-10-1995	31-08-1995	07-09-2004	>3295	AM1-C2I <sub>2</sub>	> 3295	-	-
		1 a 2									-	-
		2 a 3									-	-
		3 a 4									Am1-C2I <sub>2</sub>	> 3295
		4 a 5	1 <sup>a</sup> a	01-03-1995	30-06-1995	30-04-1995	10-09-2004	>3421	AM2-C2I <sub>2</sub>	> 3421	-	-
		5 a 6									-	-
		6 a 7									Am2-C2I <sub>2</sub>	> 3421
		7 a 8									-	-
		8 a 9									-	-
		9 a 10									Am3-C2I <sub>2</sub>	> 3421
		10 a 10,9									-	-

Os ensaios CPT e de carga em placa em profundidade (*screw plate*) foram realizados numa fase anterior (Agosto e Setembro de 2000), nas subestações B1, B2, C1 e C2, pelo que as idades estimadas dos resíduos interessados por estes ensaios será inferior às obtidas a partir das sondagens realizadas nos mesmos locais e correspondem às apresentadas no Quadro 7.4.

Quadro 7.4 – Dados relativos à estimativa da idade dos RSU dos ensaios CPT e de carga em placa.

Subestação	Ensaio			Nº da camada	Meio da deposição	Idade (dias)
	Designação	Prof. (m)	Data			
B1	ScP-B1-3	3	14-09-2000	7 <sup>a</sup>	18-03-1999	546
	ScP-B1-6	6	14-09-2000	5 <sup>a</sup>	30-09-1998	716
	ScP-B1-9	9	15-09-2000	5 <sup>a</sup>	30-09-1998	716
	CPT-B1	0 a 6	13-09-2000	7 <sup>a</sup>	18-03-1999	545
		6 a 8,7	13-09-2000	5 <sup>a</sup>	30-09-1998	714
B2	ScP-B2-2	2	11-09-2000	5 <sup>a</sup>	30-09-1998	712
	ScP-B2-5	5	11-09-2000	5 <sup>a</sup>	30-09-1998	712
	ScP-B2-8	8	12-09-2000	4 <sup>a</sup>	18-03-1998	909
	CPT-B2	0 a 6	08-09-2000	5 <sup>a</sup>	30-09-1998	709
		6 a 9,1	08-09-2000	4 <sup>a</sup>	18-03-1998	905
C1	ScP-C1-3	3	28-08-2000	2 <sup>ab</sup>	30-04-1996	1581
	ScP-C1-6	6	28-08-2000	2 <sup>aa</sup>	30-12-1995	1703
	ScP-C1-9	9	29-08-2000	1 <sup>ab</sup>	31-08-1995	> 1825
	CPT-C1	0 a 4	01-09-2000	2 <sup>ab</sup>	30-04-1996	1585
		4 a 7	01-09-2000	2 <sup>aa</sup>	30-12-1995	1707
		7 a 11,6	01-09-2000	1 <sup>ab</sup>	31-08-1995	> 1828
C2	ScP-C2-2	2	07-09-2000	1 <sup>ab</sup>	31-08-1995	> 1834
	ScP-C2-4	4	07-09-2000	1 <sup>ab</sup>	31-08-1995	> 1834
	ScP-C2-6	6	07-09-2000	1 <sup>aa</sup>	30-04-1995	> 1957
	CPT-C2	0 a 5	05-09-2000	1 <sup>ab</sup>	31-08-1995	> 1832
		5 a 6,3	05-09-2000	1 <sup>aa</sup>	30-04-1995	> 1955

Por fim, no caso das amostras de lixiviado, e uma vez que estes provêm de toda a coluna de resíduos depositados em cada local de colheita, considerou-se que a sua idade seria igual à idade média da coluna total de resíduos (à data da colheita das amostras). A idade média da coluna de resíduos foi definida a partir da idade média de cada camada e considerando as suas espessuras relativas. No caso da Estação A a altura considerada para as camadas foi a inicial, após deposição ( $h_{0j}$ ), obtida pela diferença entre  $H(t_m^0_j)$  e  $H(t_m^{ult}_{j-1})$  de acordo com os registos topográficos realizados a partir dos marcos superficiais associados aos equipamentos (piezómetros e calhas inclinométricas). Nas restantes estações (B e C) considerou-se a altura total de resíduos depositados (§ 6.3, Quadro 6.1) e as espessuras das camadas ( $h_j$ ) correspondem às apresentadas nos Quadros 7.2 e 7.3. Apesar de a espessura das camadas ir diminuindo com o decorrer do tempo, em consequência dos processos de assentamento, considerou-se que as espessuras relativas das várias camadas se mantinham aproximadamente proporcionais às iniciais.

No Quadro 7.5 apresentam-se os dados relativos à estimativa da idade média de cada coluna de resíduos onde se procedeu à colheita de amostras de lixiviado, à data do fim da deposição da coluna (§ 6.3, Quadro 6.1). A estimativa da idade das amostras de lixiviado corresponde à diferença entre as datas de colheita das várias amostras de lixiviado e a data do fim da deposição de cada coluna acrescida da idade média da coluna de resíduos no fim da deposição (Quadro 7.5).

Quadro 7.5 – Dados relativos à estimativa da idade média da coluna de RSU em cada subestação à data do final da deposição da coluna.

Subestação	Período de deposição	Camada				Idade média da coluna de RSU no fim da deposição (dias)
		Nº	$h_{0j}$ ou $h_j$ (m)	Meio da deposição	Idade média no fim da deposição (dias)	
A1 ( $h_0$ por A1I)	20-07-2002 a 19-05-2004	7 <sup>a</sup>	3,34	21-07-2002	668	370
		8 <sup>a</sup>	4,36	24-12-2002	512	
		9 <sup>a</sup>	3,6	09-10-2003	223	
		10 <sup>a</sup>	3,02	05-05-2004	14	
A3 ( $h_0$ por A3I <sub>1</sub> )	20-07-2001 a 16-10-2003	6 <sup>a</sup>	4,06	26-07-2001	812	474
		7 <sup>a</sup>	4,31	23-06-2002	480	
		8 <sup>a</sup>	4,38	24-12-2002	296	
		9 <sup>a</sup>	1,32	09-10-2003	7	
A4 ( $h_0$ por A4I <sub>1</sub> )	01-03-1998 a 01-07-2002	4 <sup>a</sup>	1,4	30-04-1998	1523	635
		5 <sup>a</sup>	5,95	01-04-1999	1187	
		6 <sup>a</sup>	3,25	26-07-2001	340	
		7 <sup>a</sup>	5,68	23-06-2002	8	
B2 (h por B2P)	02-01-1998 a 31-12-1998	4 <sup>a</sup>	5	18-03-1998	288	181
		5 <sup>a</sup>	6	30-09-1998	92	
B1 (h por B1P)	02-01-1998 a 01-06-1999	4 <sup>a</sup>	3	18-03-1998	440	213
		5 <sup>a</sup>	5	30-09-1998	244	
		7 <sup>a</sup>	6	18-03-1999	75	
C2 (h por C2I <sub>2</sub> )	01-03-1995 a 31-10-1995	1 <sup>a</sup> a	5	30-04-1995	> 184	> 117
		1 <sup>a</sup> b	5,9	31-08-1995	> 61	
C1 (h por C1P)	01-03-1995 a 30-06-1996	1 <sup>a</sup> a	5,5	30-04-1995	> 427	> 266
		1 <sup>a</sup> b	5	31-08-1995	> 304	
		2 <sup>a</sup> a	3	30-12-1995	183	
		2 <sup>a</sup> b	4	30-04-1996	61	

## 7.3 PROPRIEDADES FÍSICAS

### 7.3.1 Teor em matéria orgânica e aferição da idade dos resíduos da Estação C

É do conhecimento geral que todas as propriedades (físicas, químicas e mecânicas) dos resíduos sofrem alterações ao longo do tempo essencialmente devidas aos processos de biodecomposição. A relação mais directa entre os processos de biodecomposição e a composição dos resíduos será, por consequência, a diminuição dos teores em matéria orgânica degradável com o aumento da idade dos resíduos. Nesta perspectiva e tendo presente a impossibilidade de estimar a idade dos resíduos da Estação C – 1<sup>a</sup> camada (resíduos provenientes da antiga lixeira misturados com os produzidos na altura, 1995), começou por se analisar a relação entre o teor em matéria orgânica oxidável (§ 5.3.1.5) e a idade média dos resíduos, sem considerar as amostras da 1<sup>a</sup> camada da Estação C. O objectivo foi o de, no caso de se obter um coeficiente de correlação aceitável, proceder à aferição da estimativa da idade das amostras da Estação C (1<sup>a</sup> camada) a partir da correlação obtida.

Na Figura 7.1 apresenta-se a relação obtida entre o teor em matéria orgânica determinado através do ataque por peróxido de hidrogénio e a idade média das amostras de acordo com o apresentado nos Quadros 7.1 a 7.3. O tipo de correlação apresentada (logarítmica) foi o que forneceu melhores coeficientes de correlação.

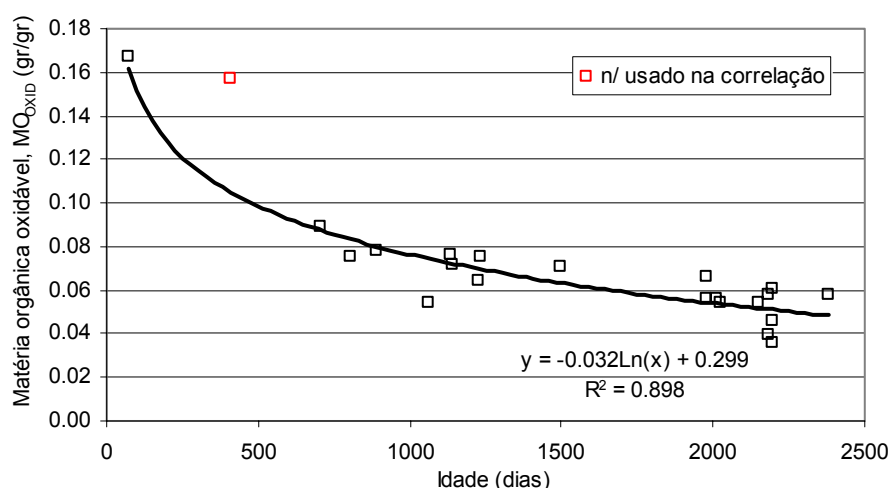


Figura 7.1 – Relação entre o teor em matéria orgânica e a idade dos resíduos (excluindo as amostras da Estação C – 1ª camada).

A aferição da estimativa da idade das amostras provenientes da 1ª camada da Estação C, considerando a correlação obtida, é apresentada no Quadro 7.6. Dos resultados obtidos destaca-se que as amostras provenientes da sondagem C2-SP e a amostra Am2-C2I<sub>2</sub> forneceram resultados incoerentes, ou seja, idades inferiores às obtidas considerando que os resíduos tinham sido produzidos na altura da sua deposição. Esta discrepância deve-se aos elevados valores de teor em matéria orgânica oxidável obtidos para estas amostras, comparativamente com os das restantes amostras da Estação C, pelo que se admite que haja um erro na sua determinação ou, mais provável, que a representatividade dos resíduos a partir destas amostras seja inadequada.

Como o furo de sondagem a partir do qual se procedeu à colheita destas amostras (C2-SP) se situa ao lado da C2-SI<sub>2</sub>, considerou-se que as idades obtidas para as amostras Am1-C2I<sub>2</sub> e Am3-C2I<sub>2</sub> no final da deposição, seriam representativas das provenientes do mesmo local a partir da sondagem C2-SP (Am1-C2P, Am2-C2P e Am2-C2I<sub>2</sub>). No Quadro 7.6 indica-se, para cada amostra da Estação C proveniente da 1ª camada, o teor em matéria orgânica determinado laboratorialmente, a idade inicialmente estimada, a obtida através da correlação apresentada na Figura 7.1 e a proposta para efeitos de análise de evolução dos vários parâmetros a estudar em função da idade dos resíduos (idade aferida).

Quadro 7.6 – Aferição da idade das amostras da Estação C (1ª camada).

Amostra	MOoxid (%)	Idade estimada		
		Inicial	Por correlação	Aferida
Am2-C1P	3.96	2398	3315	3315
Am3-C1P	4.31	2522	2972	2972
Am1-C2P	5.31	2829	2174	3198
Am2-C2P	5.00	2964	2395	2974
Am1-C2I <sub>2</sub>	3.64	3295	3664	3664
Am2-C2I <sub>2</sub>	3.92	3421	3357	3431
Am3-C2I <sub>2</sub>	3.85	3421	3431	3431

Tendo em conta a data de colheita das várias amostras e as idades aferidas consideradas para os respectivos resíduos, as datas correspondentes à meia idade de deposição dos resíduos da 1ª camada passariam a ser as seguintes:

- C1-SP (camada - 1ªb) – 24-02-1993 em vez de 31-08-1995;
- C1-SP (camada - 1ªa) – 04-02-1994 em vez de 30-04-1995;
- C2-SP e C2-SI2 (camada - 1ªb) – 27-08-1994 em vez de 31-08-1995;
- C2-SP e C2-SI2 (camada - 1ªa) – 19-04-1995 em vez de 30-04-1995.

Estas datas são de algum modo coerentes, na medida em que os resíduos mais recentes da antiga lixeira deveriam situar-se na parte mais superficial desta e, consequentemente, seriam os primeiros a ser recolocados, passando a ocupar o nível mais inferior do actual aterro (camada 1ªa). Por sua vez, os resíduos mais antigos da lixeira, que estariam a cotas inferiores, seriam recolocados posteriormente e passariam a ocupar a parte superficial da 1ª camada (1ªb). Por outro lado, apesar de se tratar de uma antiga lixeira, que deveria existir já há bastante tempo, o acréscimo de idade resultante não foi muito significativo (entre 0,03 e 2,5 anos). Admite-se que estas diferenças não sejam superiores em resultado de os resíduos provenientes da antiga lixeira terem sido misturados com resíduos produzidos na altura.

Para finalizar as questões associadas à datação das amostras, apresenta-se na Figura 7.2 a totalidade dos resultados dos ensaios de teor em matéria orgânica oxidável (%) em função da idade das amostras (inicial e aferida). Apesar de as diferenças obtidas em termos de coeficiente de correlação não serem muito significativas, manter-se-á, na análise de algumas das restantes propriedades físicas e químicas dos resíduos em função das respectivas idades, a apresentação dos dois tipos de idades (designadas por idade e idade aferida). Pretende-se, com este procedimento, avaliar as diferenças obtidas e, eventualmente, identificar algum desajuste antes da análise dos parâmetros mecânicos no Capítulo 8.

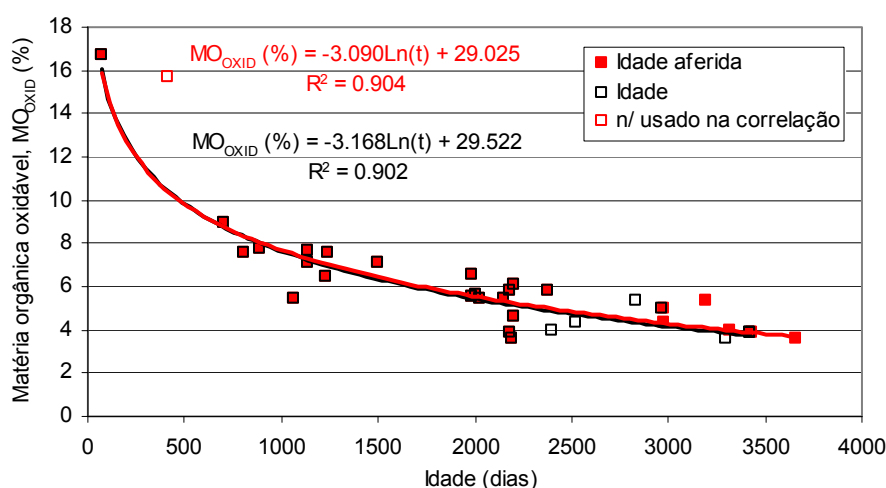


Figura 7.2 – Relação entre o teor em matéria orgânica oxidável e a idade dos resíduos (idade e idade aferida).

Dos dados apresentados realça o facto de a diminuição do teor em matéria orgânica oxidável, ou de mais fácil biodegradabilidade, se ajustar, com um bom coeficiente de correlação ( $R^2=0,9$ ), a uma função logarítmica do tipo:

$$MO_{OXID} = a + b \cdot \ln(t) \quad (7.1)$$

Em que MO é o teor em matéria orgânica oxidável e t a idade dos resíduos em dias (correspondente à diferença entre a data de colheita das amostras e a data relativa ao meio tempo de deposição da camada em causa). No caso dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso e considerando os valores do teor em matéria orgânica em percentagem, as constantes a e b tomam, respectivamente, os valores de 29,03 e -3,09.

Na Figura 7.3 apresenta-se a variação do teor em matéria orgânica total, determinado por combustão a altas temperaturas ( $550^\circ\text{C} \pm 50^\circ\text{C}$ ), em função da idade dos resíduos. Os coeficientes de correlação obtidos são, neste caso, muito inferiores, o que, como seria de esperar, denota uma menor sensibilidade deste parâmetro para avaliar a evolução da matéria orgânica biodegradável dos resíduos.

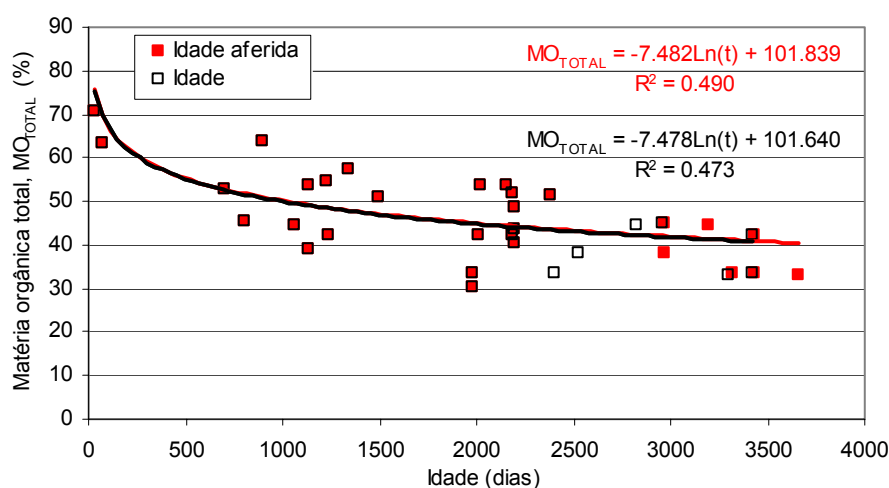


Figura 7.3 – Relação entre o teor em matéria orgânica total e a idade dos resíduos (idade e idade aferida).

Do exposto neste subcapítulo e no § 5.3.1.5 destaca-se a diminuição do teor em matéria orgânica (total e oxidável) com o aumento da idade dos resíduos e que a função logarítmica é a que melhor simula essa diminuição; a diminuição do teor em matéria orgânica com o aumento da profundidade dos resíduos que, pelo menos em parte, estará associada a uma maior idade dos resíduos mais profundos; e o facto de o teor em matéria orgânica total parecer ser um parâmetro menos representativo da biodegradabilidade dos resíduos, já que incorpora materiais orgânicos de lenta biodegradabilidade, e, conseqüentemente, conduz a piores correlações com a idade.

De acordo com os estudos realizados por Straub & Linch (1982, *in* Ibarra, 1994) a velocidade com que os processos de decomposição dos resíduos ocorre é dependente da taxa de hidrolisação,  $k_h'$ , e pode ser expressa por:

$$\frac{d(MBD)}{dt} = -k_h'(MBD) \quad (7.2)$$

Em que, MBD é a matéria biodegradável no estado sólido,  $k_h'$  é a constante de hidrolisação modificada pelo teor em água (§ 3.4.12) e  $t$  o tempo decorrido. Segundo estes autores o valor da constante de hidrolisação,  $k_h'$ , depende das características do material depositado, da temperatura, do pH e, fundamentalmente, da quantidade de água presente no aterro durante a fase de degradação da matéria orgânica.

A determinação dos valores da constante de hidrolisação no caso dos resíduos do aterro de Sto Tirso foi efectuada integrando em ordem ao tempo a Equação 7.2, entre o instante  $t=0$  e  $t$  (Equações 7.3 e 7.4). Na Figura 7.4 apresentam-se os resultados obtidos e na Figura 7.5 os valores de  $k_h'$  (determinados pela correlação da Figura 7.4) em função da idade das amostras. Segundo estes dados verifica-se que  $k_h'$  diminui logarithmicamente com o avançar da idade dos resíduos, variando desde 0,0048, para  $t=1$  dia, até valores inferiores e relativamente estabilizados, da ordem de 0,0006 a 0,0007, para resíduos com idades superiores a cerca de 2400 dias ( $\approx 6,5$  anos).

$$\ln \frac{MO_{OXID}(t)}{MO_{OXID}(t_0)} = -k_h' t \quad (7.3)$$

ou

$$MO_{OXID}(t) = MO_{OXID}(t_0) e^{-k_h' t} \quad (7.4)$$

Os valores obtidos para a taxa de hidrolisação inserem-se no intervalo de valores fornecidos, quer por Williams *et al* (1987, *in* Ibarra, 1994) e Park & Lee (1997), em que  $k_h'$  variou entre 0,1 a 0,0008  $\text{dia}^{-1}$  e entre 0,006 e 0,0002  $\text{dia}^{-1}$ , quer por Ibarra (1994) e Gonzalez (1995), que obtiveram valores de  $k_h'$  de 0,003 a 0,0003  $\text{dia}^{-1}$  e de 0,001 a 0,0004  $\text{dia}^{-1}$ , respectivamente. Os valores referidos por Williams *et al* (1987) e Park & Lee (1997) foram determinados a partir de ensaios realizados em lisímetros e os indicados por Ibarra (1994) e por Gonzalez (1995) foram obtidos por ajuste dos dados de monitorização de diversas secções do aterro de Meruelo (Espanha).

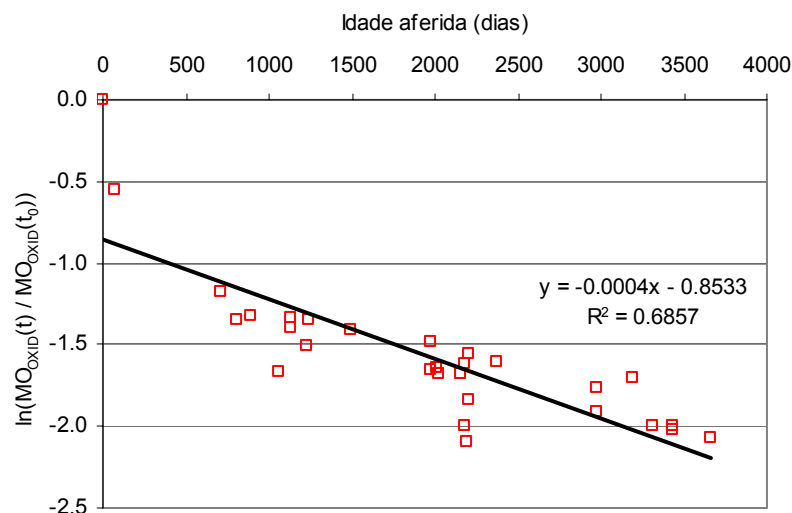


Figura 7.4 – Variação da degradação da matéria orgânica em função da idade dos resíduos.



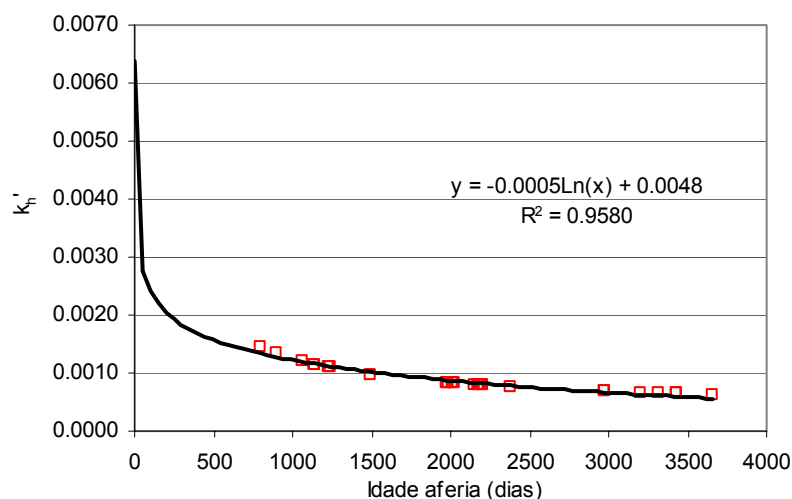


Figura 7.5 – Variação da taxa de hidrólise,  $k_h'$ , em função da idade dos resíduos.

### 7.3.2 Granulometria

De acordo com os resultados apresentados no § 5.3.1.1 verifica-se uma diminuição da granulometria com o avançar da idade dos resíduos e com o aumento da profundidade das amostras, sendo, porém, a influência da idade de primeira ordem comparativamente com a profundidade. Os fusos granulométricos relativos às amostras do aterro sanitário de Sto Tirso são apresentados na Figura 7.6, bem como o intervalo de variação indicado por Jessberger (1994) e o obtido por Carvalho (1999). É interessante verificar que os resultados apresentados por Carvalho (1999), relativos a resíduos de um aterro de São Paulo com cerca de 15 anos de idade, se aproximam dos obtidos no aterro de Sto Tirso para as amostras mais antigas (Estações B e C), enquanto os indicados por Jessberger (1994) se aproximam mais dos provenientes da Estação A. Face aos resultados obtidos e apesar de este autor não indicar a idade ou tipo de resíduos a que se referem os resultados obtidos (sabe-se apenas que se referem a resíduos provenientes de um aterro na Alemanha), é provável que correspondam a resíduos mais recentes do que os analisados por Carvalho (1999).

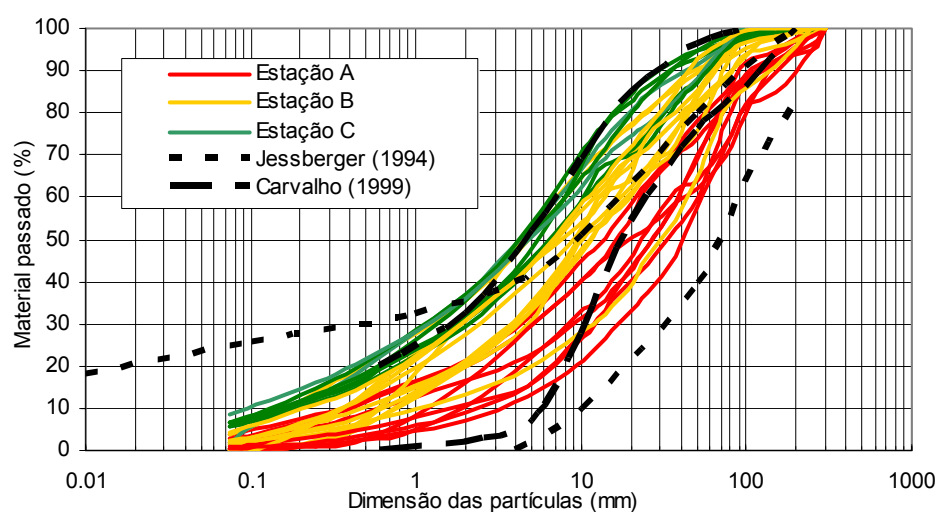


Figura 7.6 – Comparação dos fusos granulométricos obtidos para as amostras do aterro sanitário de Sto Tirso e os obtidos por Jessberger (1994) e por Carvalho (1999).

Para melhor ilustrar a variação da granulometria dos resíduos com o avançar da idade destes, apresenta-se na Figura 7.7 a variação da quantidade de material passado em alguns dos peneiros em função da idade aferida das respectivas amostras.

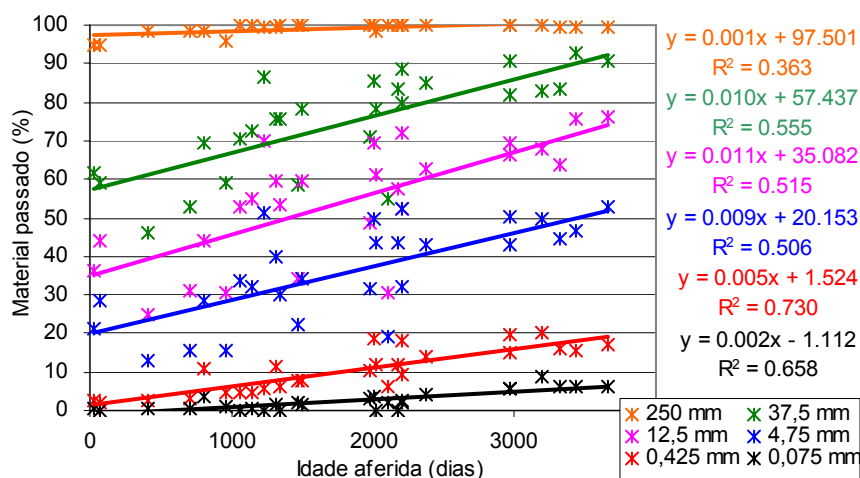
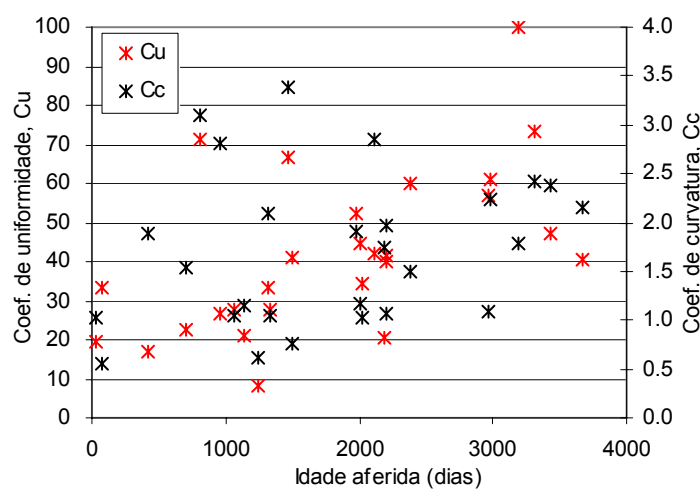


Figura 7.7 – Variação da percentagem de material passado em função da idade dos resíduos.

As curvas granulométricas típicas dos resíduos são geralmente extensas e bem graduadas. A avaliação dos coeficientes de uniformidade,  $C_u$ , e de curvatura,  $C_c$ , determinados para cada amostra ensaiada comprovam este comportamento. Os valores de  $C_u$  foram elevados para todas as amostras (entre 8,2 e 100, com um valor médio de 41,9), verificando-se que, em termos médios, os valores mais elevados estão associados à Estação C, ou seja, aos resíduos mais antigos. Relativamente ao coeficiente de curvatura, 81,5% das amostras forneceram valores de  $C_c$  correspondentes a curvas bem graduadas (entre 1 e 3). Apenas 3 amostras forneceram valores de  $C_c$  inferiores a 1 (AM1, AM2-B1I<sub>1</sub> e AM2-B1P, respectivamente de 0,56, 0,76 e 0,61) e 2 amostras valores superiores a 3 (AM1-A4I<sub>2</sub> e AM2-A4I<sub>2</sub>, respectivamente de 3,09 e 3,38). Os resultados obtidos são apresentados na Figura 7.8, em termos de variação dos coeficientes de uniformidade e de curvatura em função da idade aferida das respectivas amostras (Figura 7.8a) e em termos dos valores médios destes coeficientes agrupados por estação e, dentro destas, por profundidade (Figura 7.8b).



(a)

Figura 7.8 – Coeficientes de uniformidade e de curvatura: (a) em função da idade média das amostras; (b) valores médios totais e por profundidade de colheita das amostras em cada estação (continua na página seguinte).

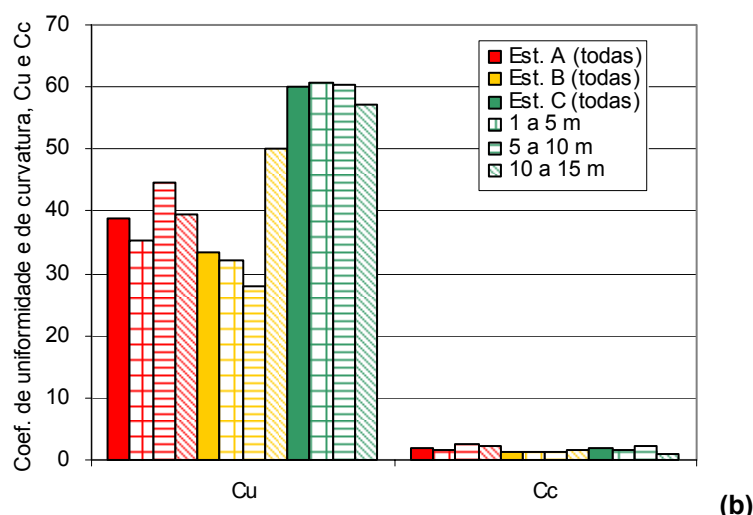


Figura 7.8 – Coeficientes de uniformidade e de curvatura: (a) em função da idade média das amostras; (b) valores médios totais e por profundidade de colheita das amostras em cada estação (continuação).

### 7.3.3 Classificação

Partindo da classificação do tipo de resíduos apresentada no § 5.3.1.2 (amostras provenientes das Estações A, B e C) e no § 4.2.2 (composição inicial, ou seja, antes da deposição; dados fornecidos pela SERURB) apresenta-se na Figura 7.9 a evolução da composição global dos resíduos em função das diferentes proveniências das amostras e agrupando os vários componentes de acordo com as classes propostas por Grisolia *et al* (1995a) e por Landva & Clark (1990):

- Grisolia *et al* (1995a) - inertes (pedras/solos, vidro, madeira e metais), muito deformáveis (têxteis, plásticos, papel/cartão e borracha) e facilmente biodegradáveis (resíduos verdes e alimentares);
- Landva & Clark (1990) - matéria inorgânica (solos/pedras, metais e vidros), matéria orgânica de lenta biodegradabilidade (têxteis, plásticos, madeira, borracha e papel/cartão) e matéria orgânica de rápida biodegradabilidade (resíduos verdes e alimentares).

A identificação visual de resíduos alimentares e verdes só é possível de realizar antes ou logo após a deposição dos resíduos. Nos resíduos que já se encontram depositados há algum tempo, e que consequentemente já sofreram processos de decomposição, a sua diferenciação visual não é possível, pois estes já foram eliminados ou transformados em partículas de menor dimensão e outros subprodutos. Por este motivo, optou-se por incluir nas classes de resíduos facilmente biodegradáveis e de matéria orgânica de rápida biodegradabilidade os resíduos não identificáveis, que correspondem a materiais de pequena dimensão constituídos, em grande percentagem, por resíduos orgânicos (§ 1.4.5, Figura 1.14), apesar de também poderem conter alguns materiais inorgânicos.

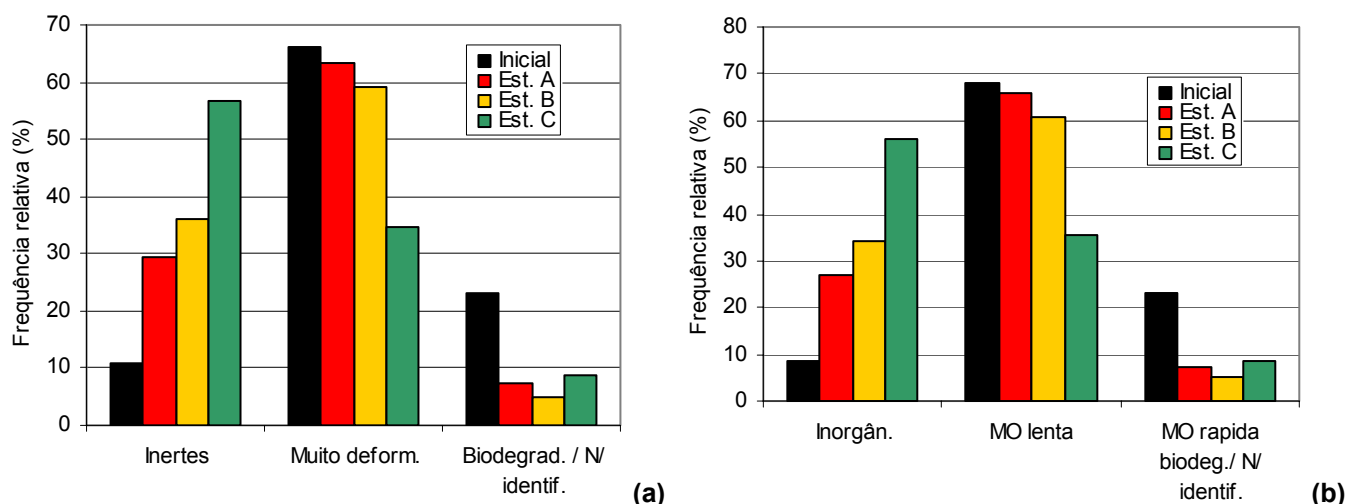


Figura 7.9 – Evolução da composição dos resíduos do aterro de Sto Tirso em função da proveniência das amostras, segundo as propostas de: (a) Grisolia *et al* (1995a); (b) Landva & Clark (1990).

Os dados apresentados na Figura 7.9 demonstram um aumento da percentagem de materiais inorgânicos e com comportamento inerte com o avançar da idade dos resíduos e uma diminuição dos teores em materiais muito deformáveis e em matéria orgânica consoante avançam os processos de decomposição. No caso da Estação C admite-se que o valor de materiais de rápida biodegradabilidade esteja sobreavaliado, devido à presença de outros tipos de resíduos de pequena dimensão não identificáveis (por exemplo: solos, entre outros). Para melhor ilustrar o referido apresenta-se na Figura 7.10 a evolução das classes propostas por Grisolia *et al* (1995a), bem como dos vários materiais que as constituem, em função da idade das amostras.

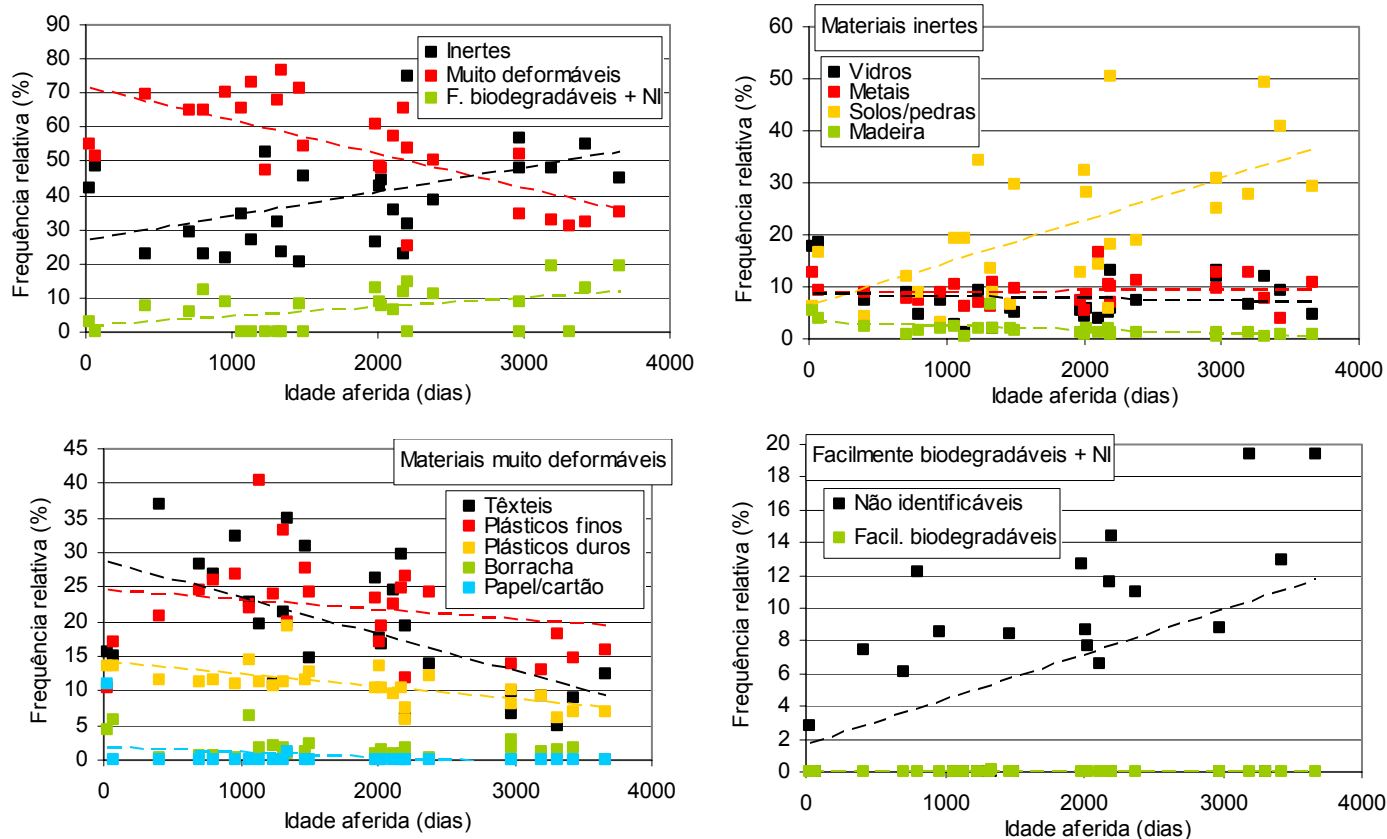


Figura 7.10 – Evolução dos principais constituintes dos resíduos do aterro de Sto Tirso em função da idade das amostras.

Da evolução dos principais constituintes dos resíduos em função da sua idade destaca-se o seguinte:

- as quantidades relativas de materiais inertes praticamente não sofrem variação com o avançar da idade dos resíduos, com excepção do teor em solos que aumenta com a idade; note-se contudo, que esta classe poderá estar algo sobreavaliada, já que parte dos materiais classificados como solos poderão corresponder a outros tipos de componentes de reduzida granulometria e aspecto confundível com o dos solos;
- dentro dos materiais muito deformáveis, o papel/cartão (por regra não identificável, com excepção de algumas amostras da Estação A) e os têxteis são os materiais que sofrem uma mais rápida degradação, logo seguidos dos plásticos, não se verificando nestes últimos diferenças significativas entre os plásticos finos e os duros; a degradação da borracha é muito lenta, mantendo-se a sua quantidade praticamente constante para as várias amostras;
- os materiais classificados visualmente como facilmente biodegradáveis são praticamente inexistentes (com excepção de uma amostra, em todas as restantes a percentagem encontrada foi nula) e a quantidade de materiais não identificáveis tende, naturalmente, a aumentar com a idade dos resíduos.

Em termos de evolução da forma dos resíduos com a idade, apresenta-se na Figura 7.11 os respectivos resultados.

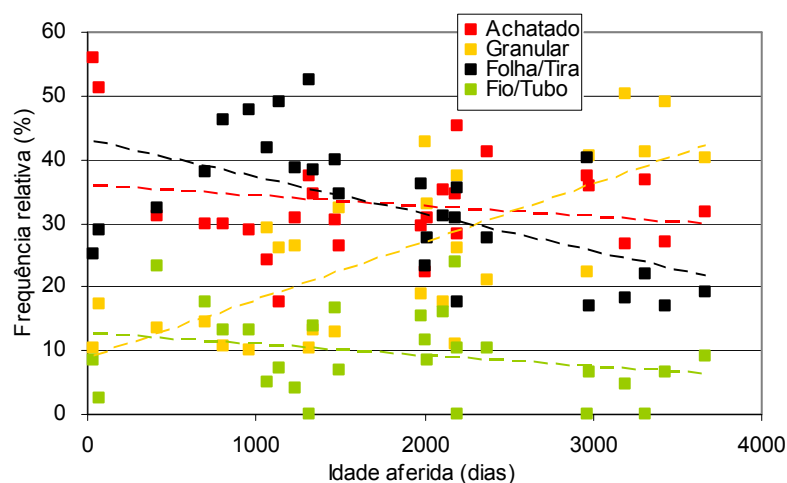


Figura 7.11 – Evolução da forma dos resíduos do aterro de Sto Tirso em função da idade.

Da análise desta figura destaca-se o nítido aumento dos materiais granulares com o avançar da idade, o que estará associado essencialmente ao aumento relativo da quantidade de solos/pedras e de alguns materiais não identificáveis nos resíduos mais antigos; a diminuição dos materiais tipo folha/tira que, em grande parte estará associada à degradação dos têxteis e plásticos com o avançar da idade; os materiais achatados e tipo fio/tubo também sofrem uma redução apesar de menos acentuada do que as folhas/tiras, já que por regra esta classe inclui grande parte dos materiais inertes e de lenta biodegradabilidade como sejam os vidros, grande parte dos metais, madeira, etc.

### 7.3.4 Teor em Água

O teor em água dos resíduos depende de inúmeros factores como sejam: a composição e o teor em água inicial dos resíduos; a sua capacidade de retenção de água; o grau de decomposição ou idade dos resíduos; e os associados às condições ambientais (relação precipitação-evapotranspiração) ou ao tipo de aterro sanitário em causa (grau de estanqueidade do sistema de cobertura, capacidade dos sistemas de drenagem de lixiviados e de biogás, método de deposição, etc).

No presente caso pretendeu-se analisar a eventual dependência do teor em água das amostras do aterro sanitário de Sto Tirso em relação à idade dos resíduos, à composição destes (em particular, em relação a alguns dos componentes dos resíduos com maior capacidade de absorção de água) e aos processos de biodecomposição, já que estes condicionam e são condicionados pelo teor em água.

A partir dos dados obtidos apresenta-se na Figura 7.12 a relação entre o teor em água e a idade dos resíduos, a qual permite verificar uma diminuição deste parâmetro com o aumento da idade dos resíduos.

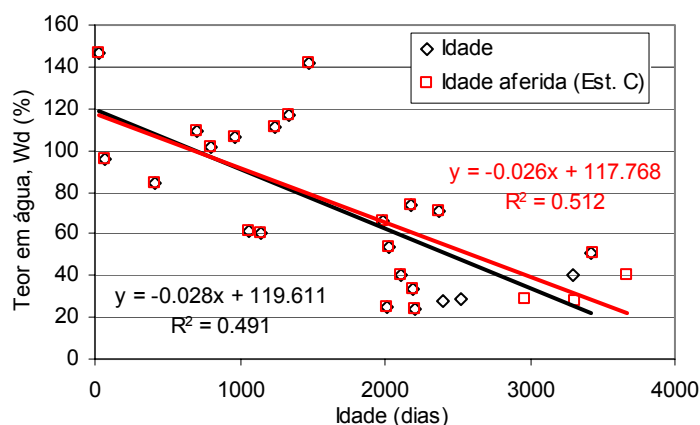


Figura 7.12 – Evolução do teor em água dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso em função da idade.

Sabendo-se que o teor em água depende naturalmente do tipo de constituintes dos resíduos e que, dentro destes, haverá alguns cuja influência será muito mais significativa por terem uma maior capacidade de retenção de água (por exemplo: os têxteis e o papel/cartão), analisou-se a variação do teor em água das amostras em função da quantidade de têxteis, já que as quantidades de papel/cartão identificadas são nulas em quase todas as amostras (Figura 7.13).

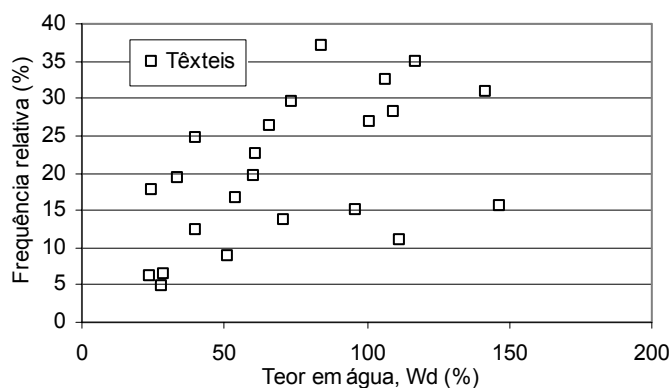


Figura 7.13 – Evolução do teor em água dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso com a percentagem de têxteis.

Por outro lado, sabendo-se que os processos de biodecomposição dependem e influenciam de forma directa a quantidade de água existente, já que para que ocorra decomposição da matéria orgânica é necessário que haja uma razoável quantidade de água disponível e porque a água é um dos subprodutos dos processos de decomposição, analisou-se também a variação do teor em água das amostras em função do respectivo teor em matéria orgânica (Figura 7.14).

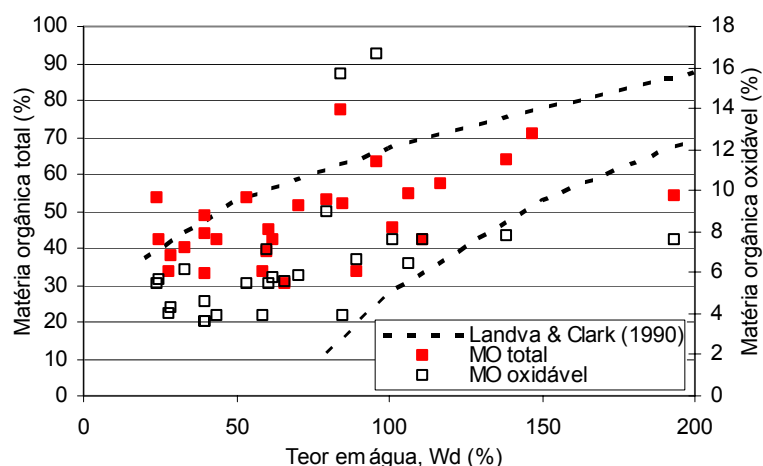


Figura 7.14 – Evolução do teor em água dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso com o teor em matéria orgânica.

Como seria de esperar, ambas as figuras demonstram um aumento do teor em água com o acréscimo quer da quantidade de têxteis (Figura 7.13), quer do teor em matéria orgânica (Figura 7.14).

Na Figura 7.14 são também apresentados os limites de variação do teor em matéria orgânica em função do teor em água propostos por Landva & Clark (1990) a partir de ensaios realizados em amostras de vários aterros antigos do Canadá. Apesar de estes autores não indicarem o método utilizado para quantificação da matéria orgânica admite-se, pela ordem de grandeza dos valores apresentados (eixo principal dos yy) e por ser o que é mais referido na bibliografia consultada, que se trate do teor em matéria orgânica total. Considerando naturalmente as escalas associadas a cada tipo de matéria orgânica, verifica-se que os limites obtidos por Landva & Clark (1990) abrangem a maior parte dos valores obtidos no aterro de Sto Tirso. Estes limites correspondem a uma função do tipo:

$$MO(\%) = b \cdot \ln(W_d) - a \quad (7.5)$$

Em que MO e Wd correspondem ao teor em matéria orgânica e ao teor em água (em relação ao peso seco), ambos expressos em percentagem. Para o limite superior, as constantes a e b tomam os valores de 28,4 e 21,3 no caso de se usar o teor em matéria orgânica total, e de 5,0 e 3,8 no caso de se considerar o teor em matéria orgânica oxidável. Os valores de a e b para o limite inferior, são de 264,9 e 63,3 para a relação com o teor em matéria orgânica total, e de 47,7 e 11,4 na relação com o teor em matéria orgânica biodegradável.

### 7.3.5 Peso Volúmico

#### 7.3.5.1 Peso volúmico total

O peso volúmico total dos resíduos é um parâmetro fundamental para o estudo do comportamento mecânico destes materiais. Contudo, dada a heterogeneidade dos resíduos e a evolução das suas características com o tempo, a determinação do peso volúmico total dos resíduos é problemática pelo que os valores publicados apresentam grandes dispersões. Acresce ainda que muitos dos valores publicados são desprovidos de informações sobre os respectivos modos de determinação e características dos resíduos (tipo, idade, etc), o que dificulta a realização de análises comparativas.

Tendo presentes os métodos geralmente utilizados para determinar o peso volúmico total dos resíduos *in situ* (§ 1.4.6.1), optou-se no presente trabalho por proceder à sua determinação a partir de dois tipos de dados: ensaios *in situ* (§ 5.2.2) e monitorização. A análise dos resultados obtidos é apresentada em seguida.

##### Ensaio *in situ*

No § 5.2.2 apresentaram-se os resultados dos pesos volúnicos totais ou aparentes,  $\gamma$ , determinados *in situ* a partir das sondagens realizadas (por pesagem do material recuperado em cada metro de furação e considerando o volume do trecho respectivo da sondagem) e a partir de um ensaio realizado numa vala superficial localizada próximo da subestação A4 (após remoção dos solos de cobertura).

Os resultados apresentados no § 5.2.2 permitem verificar que a maior parte dos valores obtidos se enquadram entre 8 e 16 kN/m<sup>3</sup> e são ligeiramente inferiores para os níveis mais superficiais (< 3 a 4 m); que os pesos volúnicos médios dos resíduos mais recentes (Estação A) são inferiores aos determinados na Estação B, e estes menores do que os da Estação C; que o peso volúmico médio determinado em cada estação tende a aumentar com o grau de humidade; e que a variação deste parâmetro com a profundidade é mais nítida para os níveis mais superficiais, mantendo-se, para maiores profundidades, relativamente constante. A análise de cada um destes aspectos e a comparação com resultados publicados é efectuada de forma mais detalhada em seguida.

Considerando o peso volúmico total médio das várias amostras de resíduos colhidas (AM), correspondente ao valor médio obtido a partir das sondagens para as profundidades correspondentes (Quadro 5.3, § 5.3.1.6), e a idade estimada destas amostras (§ 7.2), apresenta-se na Figura 7.15 a evolução deste parâmetro em função da idade dos resíduos, bem como dos respectivos pesos volúnicos secos.



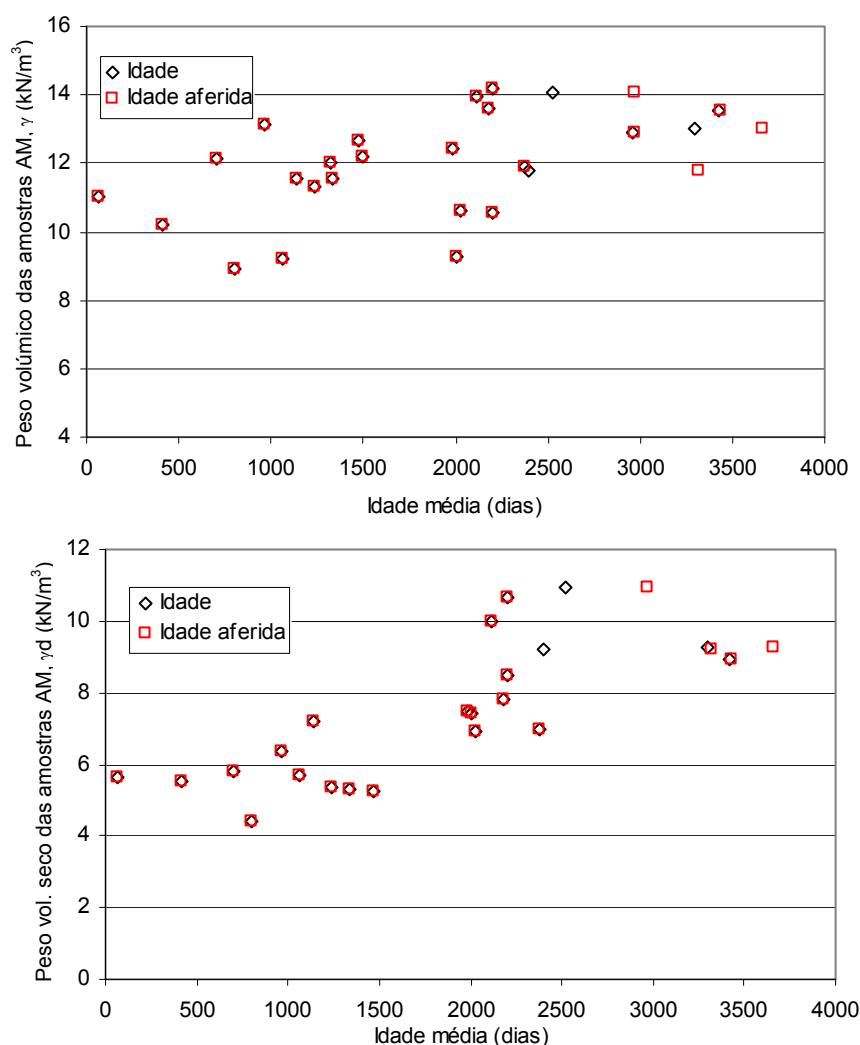


Figura 7.15 – Evolução dos pesos volúnicos total e seco em função da idade dos resíduos.

Os resultados apresentados denotam um aumento de ambos os pesos volúnicos com a idade dos resíduos, sendo esta relação mais clara quando se considera o peso volúmico seco, já que o peso volúmico total das amostras mais recentes tende a ser majorado pelo maior teor em água destes resíduos. As razões que conduzem a este aumento são várias, destacando-se a maior compactidade dos resíduos com o avançar da idade, a eliminação dos constituintes de menor peso volúmico (correspondentes essencialmente a materiais orgânicos biodegradáveis, § 7.3.3) e a redução do teor em água nos resíduos mais antigos (§ 7.3.4).

Apesar de os valores publicados para resíduos antigos serem, em geral, mais elevados do que os dos resíduos recentes, os resultados de estudos relativos à evolução do peso volúmico dos resíduos em função da sua idade são escassos ou praticamente inexistentes. Por outro lado, o aumento verificado para estes parâmetros, em particular para o peso volúmico seco, parece ser mais acentuado para resíduos com idades médias compreendidas entre 1,5 a 2 anos e 5,5 a 7 anos, o que poderá estar associado a um período mais activo dos processos de decomposição e de assentamentos.

No § 5.2.2 mostrou-se que os valores médios dos pesos volúnicos de cada estação eram mais elevados para resíduos com maior grau de humidade (definido qualitativamente a partir da descrição visual dos

resíduos amostrados). Porém, os dados da Figura 7.16, que representam a variação dos pesos volúmcos totais das amostras de cada estação em função do teor em água, apesar de mostrarem uma tendência de aumento do peso volúmcico total com o aumento do teor em água, em particular para as amostras provenientes das Estações A e C, apresentam uma elevada dispersão de valores e a análise global dos valores relativos às 3 estações não permite identificar uma relação directa entre estes dois parâmetros.

Relativamente à evolução do peso volúmcico total com o teor em matéria orgânica (Figura 7.17), observa-se uma diminuição deste parâmetro consoante aumentam os teores em matéria orgânica oxidável e total.

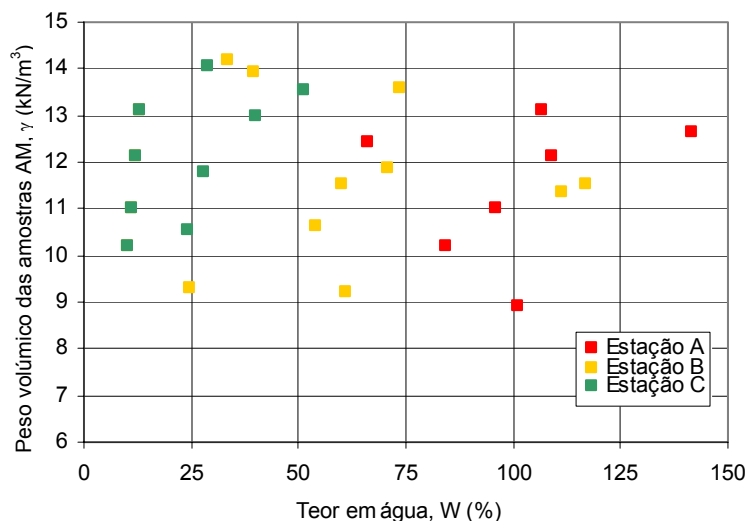


Figura 7.16 – Evolução do peso volúmcico total das amostras AM em função do teor em água.

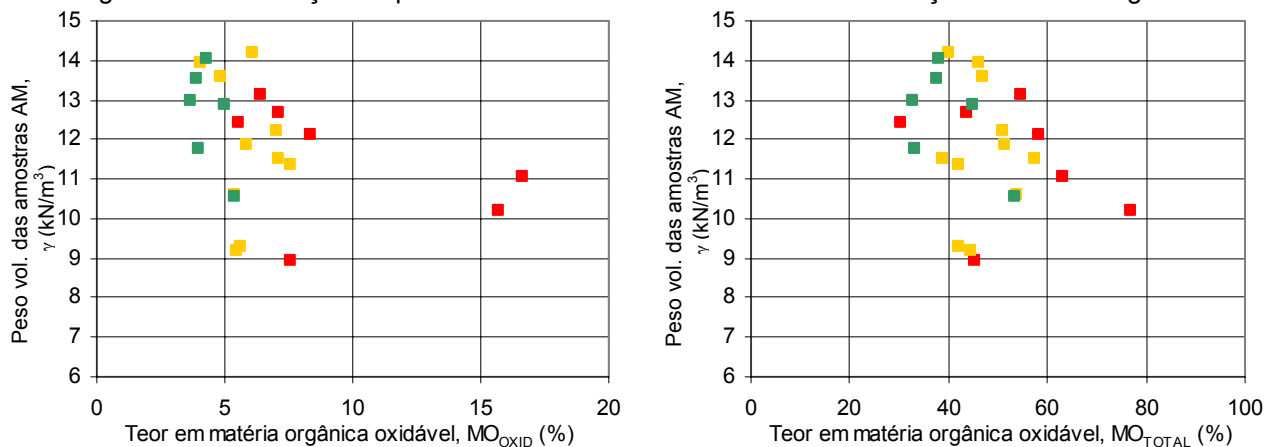


Figura 7.17 – Evolução do peso volúmcico total em função do teor em matéria orgânica oxidável e total.

Estas relações tornam-se mais nítidas quando em vez do peso volúmcico total se considera o peso volúmcico seco (Figura 7.18), verificando-se, em qualquer dos casos, que este parâmetro diminui com o aumento, quer do teor em água, quer do teor em matéria orgânica, sendo contudo as correlações entre estes parâmetros mais fortes no caso do teor em água, seguido do teor em matéria orgânica oxidável e menos significativa no caso do teor em matéria orgânica total. Em todos os casos, as funções logarítmicas são as que melhor se ajustam aos resultados obtidos.

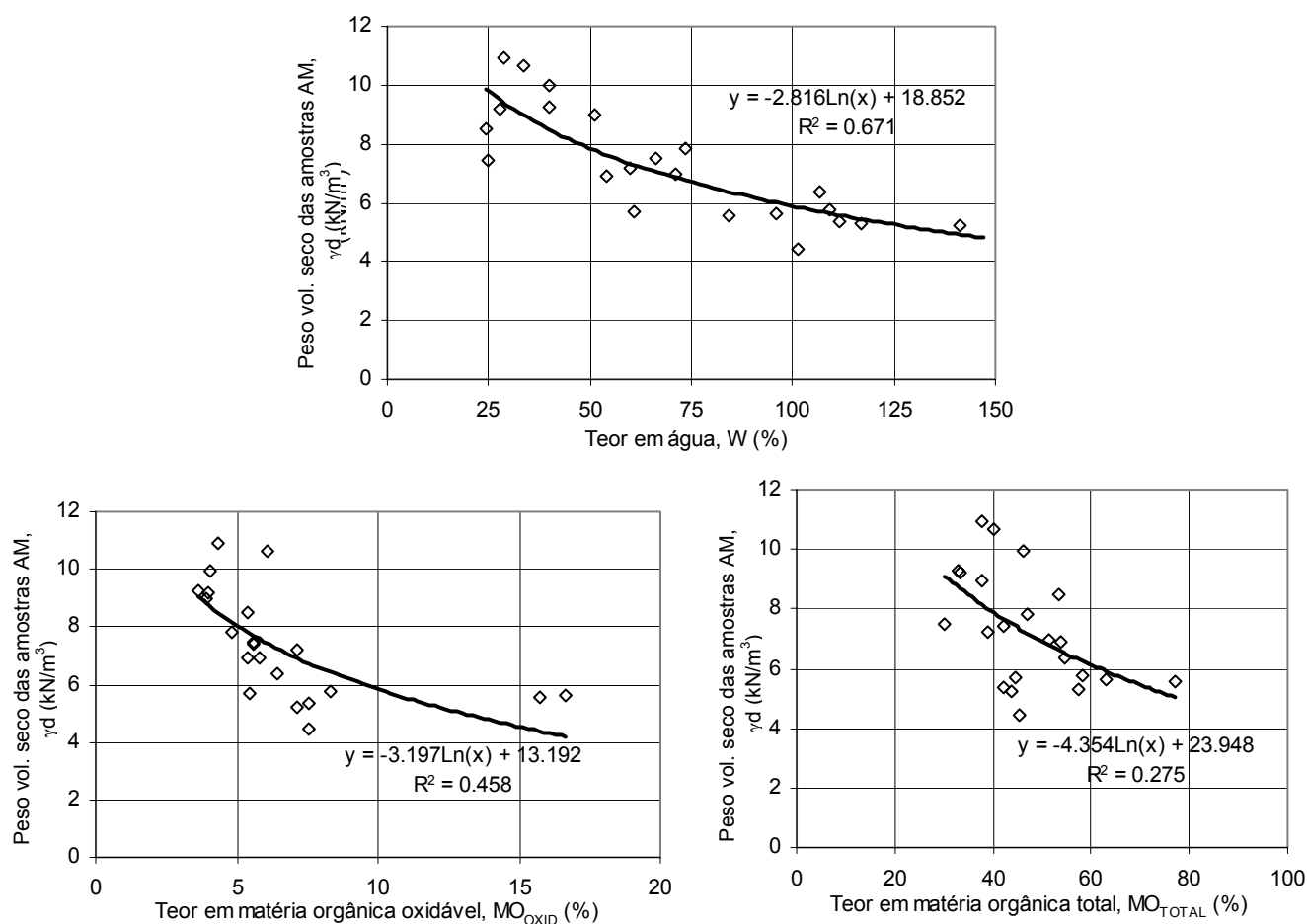


Figura 7.18 – Evolução do peso volúmico seco em função dos teores em água e em matéria orgânica.

Em termos da evolução do peso volúmico com a profundidade são apresentados na Figura 7.19 os resultados da análise estatística dos valores obtidos.

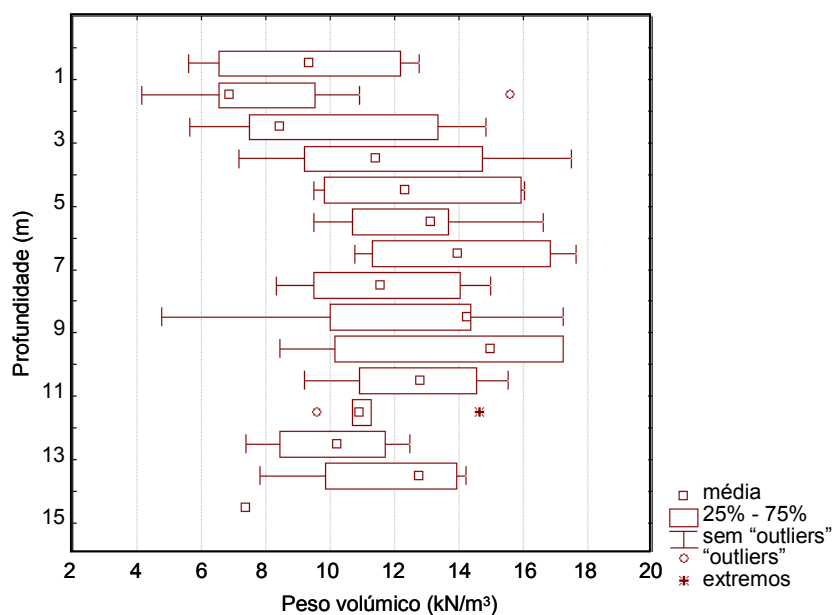


Figura 7.19 – Dados da análise estatística da variação do peso volúmico em função da profundidade.

Os dados apresentados são concordantes com o referido no § 5.2.2, ou seja, a existência de um aumento deste parâmetro para os níveis mais superficiais (até cerca dos 3 a 4 m de profundidade), mantendo-se relativamente constante para profundidades superiores. Para profundidades superiores a 12 m, parece haver uma ligeira redução do peso volúmico, no entanto, sublinha-se que o número de resultados para estas profundidades é bastante menor do que os obtidos para profundidades inferiores (Figura 7.20).

A análise da evolução do peso volúmico com a profundidade sugere que o tipo de função que melhor a representa é a hiperbólica, tal como verificado por Kreith (1994) e Aburatani *et al* (1998), a partir de ensaios e dados de campo de resíduos japoneses, ou por Zeccos (2005) após análise dos dados publicados relativos a 37 aterros sanitários distintos. A aplicação deste tipo de função (Equação 7.6) aos dados obtidos está representada na Figura 7.20, quer para os limites máximo e mínimo, quer considerando a totalidade dos valores obtidos (excepto os valores extremos e os “outliers”).

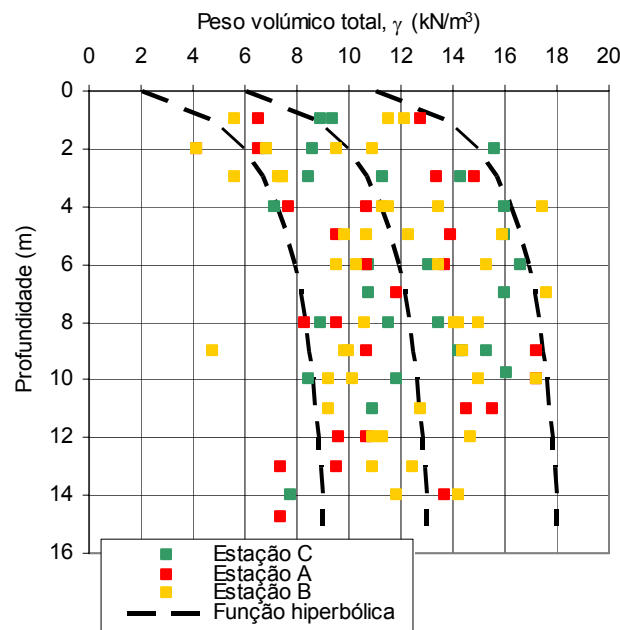


Figura 7.20 – Evolução do peso volúmico total em função da profundidade.

$$\gamma = \gamma_i + \frac{z}{a + b \cdot z} \quad (7.6)$$

Em que  $z$  representa a profundidade em metros,  $\gamma_i$  o peso volúmico à superfície ( $\text{kN/m}^3$ ),  $\gamma$  o peso volúmico à profundidade que se pretende estimar, e  $a$  e  $b$  constantes do modelo (em  $\text{m}^4/\text{kN}$  e  $\text{m}^3/\text{kN}$ , respectivamente). Às curvas apresentadas na Figura 7.20 correspondem valores de  $\gamma_i$  de 2, 6 e 11  $\text{kN/m}^3$  (para o limite inferior, valor médio e limite superior, respectivamente) e valores de  $a$  de 0,26 e de  $b$  de 0,125.

A relação entre o peso volúmico dos resíduos e a tensão efectiva vertical será idêntica à obtida com a profundidade, já que a tensão efectiva vertical depende do peso volúmico dos materiais sobrejacentes. Na Figura 7.21 apresenta-se a variação dos pesos volúnicos em função da respectiva tensão vertical efectiva, determinada a partir destes e considerando as alturas de lixiviados identificadas aquando da execução das sondagens.

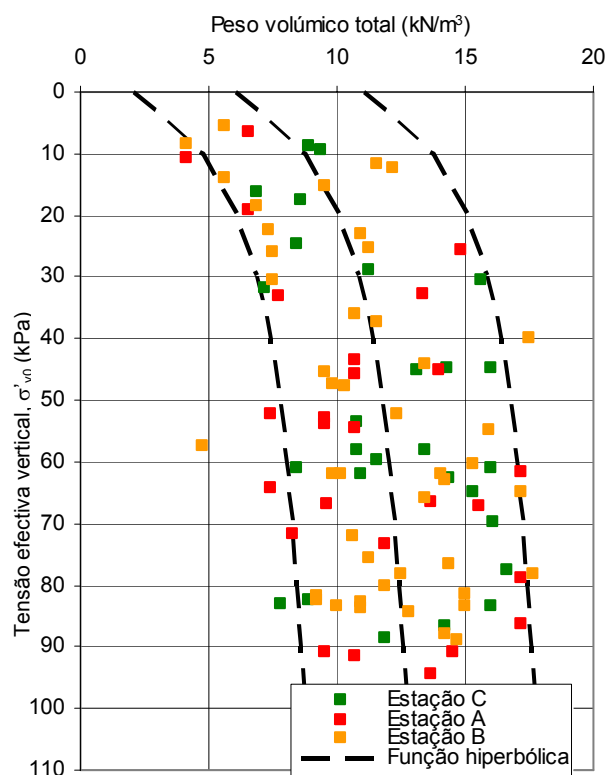


Figura 7.21 – Evolução do peso volúmico total em função da tensão efectiva vertical.

A função hiperbólica correspondente às curvas apresentadas é equivalente à Equação 7.6, ou seja:

$$\gamma = \gamma_i + \frac{\sigma'_v}{a_v + b \cdot \sigma'_v} \quad (7.7)$$

No presente caso considerou-se, nas curvas apresentadas na Figura 7.21, para  $\gamma_i$  e  $b$  os mesmos valores usados no caso anterior (Figura 7.20) ( $\gamma_i$  de 2, 6 e 11 kN/m<sup>3</sup> e  $b$  de 0,125 m<sup>3</sup>/kN) e para  $a_v$  2,4 m.

Os valores das constantes  $a$ ,  $a_v$  e  $b$  foram primeiro analisados tendo em conta o significado físico das constantes (Figura 7.22), ou seja,  $a$  e  $a_v$  correspondem ao declive do ramo inicial da hipérbole, isto é, à razão de incremento do peso volúmico nos níveis mais superficiais (Figura 7.23) e  $b$  ao inverso do intervalo de valores em que se insere a maior parte dos resultados em profundidade (8 e 16 kN/m<sup>3</sup>). Posteriormente, procedeu-se à aferição dos valores a usar para estas constantes, bem como para o peso volúmico inicial,  $\gamma_i$ , a partir de regressões múltiplas não lineares impondo o uso de funções hiperbólicas (Equações 7.6 e 7.7), tendo-se para tal utilizado o programa Statistica 6.0.

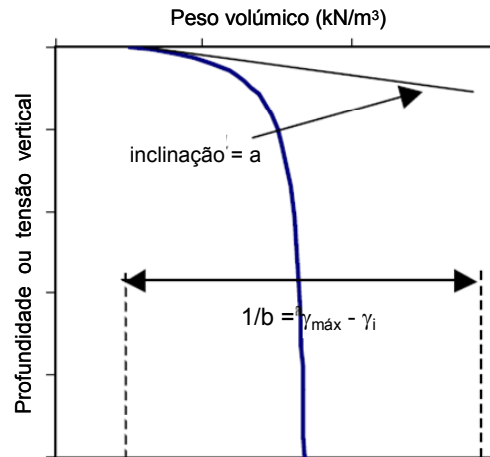


Figura 7.22 – Significado físico dos parâmetros hiperbólicos  $a$  e  $b$  (adaptado de Zeccos, 2005).

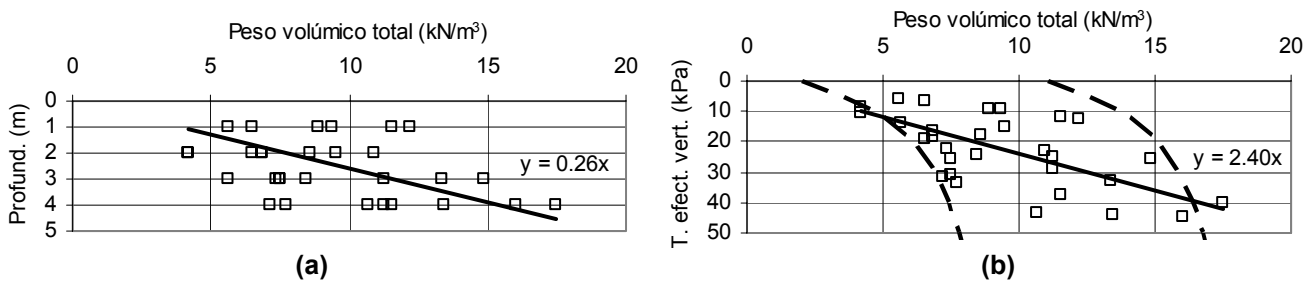


Figura 7.23 – Razão de incremento do peso volumico nos níveis mais superficiais em função: (a) da profundidade; (b) da tensão efectiva vertical.

### Monitorização

Considerando os dados obtidos através da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso, procedeu-se à determinação do peso volumico médio da coluna de resíduos acima de cada conjunto de células de pressão da Estação A, a partir das respectivas tensões verticais totais e efectivas. A determinação das tensões efectivas foi efectuada tal como apresentado no § 6.6, mas considerando a altura real de lixiviados acima das células, ou seja, enquanto no capítulo § 6.6 as tensões efectivas apresentadas foram obtidas considerando a altura média de lixiviado em cada instante e a posição de instalação das células ( $h_{0cel}$ ), no presente caso consideraram-se os assentamentos sofridos pelas células (a partir dos registos das placas e aranhas magnéticas) para determinar a altura real de lixiviado acima destas (Equação 7.9). A variação da altura de resíduos acima das células foi determinada com base na altura total do aterro para cada instante ( $H(t)$ , § 6.3) e nos assentamentos sofridos pelas células, determinados a partir dos registos efectuados com as placas e aranhas magnéticas correspondentes ( $h_{cel}(t) = h_{0cel} - \Delta h_{cel}(t - t_0)$ , § 6.4). O cálculo do peso volumico médio da coluna de resíduos acima das células a partir das tensões verticais totais ( $\gamma$  por TT) e efectivas ( $\gamma'$  por TT') pode ser expresso pelas Equações 7.8 e 7.9.

$$\gamma_{med}(t) = \frac{\sigma_{vcel}(t)}{H(t) - h_{cel}(t)} \quad (7.8)$$

$$\gamma'_{med}(t) = \frac{\sigma'_v(t)}{H(t) - h_{cel}(t)} = \frac{\sigma_{vcel}(t) - (H_{lix}(t) - h_{cel}(t)) \cdot 10}{H(t) - h_{cel}(t)} = \frac{\sigma_{vcel}(t) - [H_{lix}(t) - (h_{0cel} - \Delta h_{cel}(t - t_0))] \cdot 10}{H(t) - (h_{0cel} - \Delta h_{cel}(t - t_0))} \quad (7.9)$$

Os pesos volúmicos determinados desta forma correspondem ao valor médio da coluna de resíduos acima das células, em que existem resíduos com diferentes graus de saturação e, no caso dos determinados a partir da tensão vertical total, considerando ainda o peso volúmico do lixiviado (Equações 7.10 e 7.11).

$$\gamma_{med}(t) = \frac{\sigma_v(t)}{H(t) - h_{cel}(t)} = (\gamma_{sat} + \gamma_{lix}) \cdot [H_{lix}(t) - h_{cel}(t)] + \gamma \cdot [H(t) - H_{lix}(t)] \quad (7.10)$$

$$\begin{aligned} \gamma'_{med}(t) &= \frac{\sigma'_v(t)}{H(t) - h_{cel}(t)} = \gamma_{sat} \cdot [H_{lix}(t) - h_{cel}(t)] - \gamma_{lix} \cdot [H_{lix}(t) - h_{cel}(t)] + \gamma \cdot [H(t) - H_{lix}(t)] = \\ &= \gamma_{sub} \cdot [H_{lix}(t) - h_{cel}(t)] + \gamma \cdot [H(t) - H_{lix}(t)] \end{aligned} \quad (7.11)$$

As Figuras 7.24 a 7.28 ilustram a variação dos pesos volúmicos determinados por esta metodologia, expressos em função do tempo decorrido após o início da deposição em cada estação. Para facilitar a análise dos valores obtidos, representa-se ainda nestes gráficos a evolução da altura total do aterro e das células (primeiro gráfico de cada figura), bem como das tensões verticais total e efectiva correspondentes (segundo gráfico de cada figura).

Os dados apresentados permitem verificar que os valores dos pesos volúmicos determinados a partir das tensões totais ( $\gamma$ ) aumentam durante a fase de deposição e até um determinado período de tempo após o fim da deposição (Figuras 7.24 a 7.28 - linhas vermelhas a tracejado). No caso dos valores determinados a partir das células colocadas a menores cotas (Cel-inf), o tempo de estabilização foi de cerca de 17 meses após o fim da deposição e os valores dos respectivos pesos volúmicos são da ordem dos 15 a 16 kN/m<sup>3</sup>. Para os valores determinados a partir das células colocadas a menor profundidade (Cel-sup), o tempo de estabilização após o fim da deposição variou entre 17 e 22 meses, aproximadamente, e os valores dos pesos volúmicos são superiores (19 a 21 kN/m<sup>3</sup>).

Relativamente aos pesos volúmicos determinados a partir das tensões verticais efectivas (TT'), apesar de não se verificar uma estabilização tão nítida (em resultado da variação dos níveis de lixiviado e consequentemente, das tensões efectivas), obtiveram-se valores compreendidos entre 13 e 14 kN/m<sup>3</sup> para as células colocadas a cotas inferiores (Cel-inf) e entre 18 e 19 kN/m<sup>3</sup> para as células de cotas superiores (Cel-sup). Constatou-se que, a partir de certa altura (quando se verifica a subida dos níveis de lixiviado, § 6.5), os pesos volúmicos diminuem para valores da ordem dos 11 a 12 kN/m<sup>3</sup> e 15 a 18 kN/m<sup>3</sup>, respectivamente para as células colocadas a cotas inferiores (Cel-inf) e para as células de cotas superiores (Cel-sup).

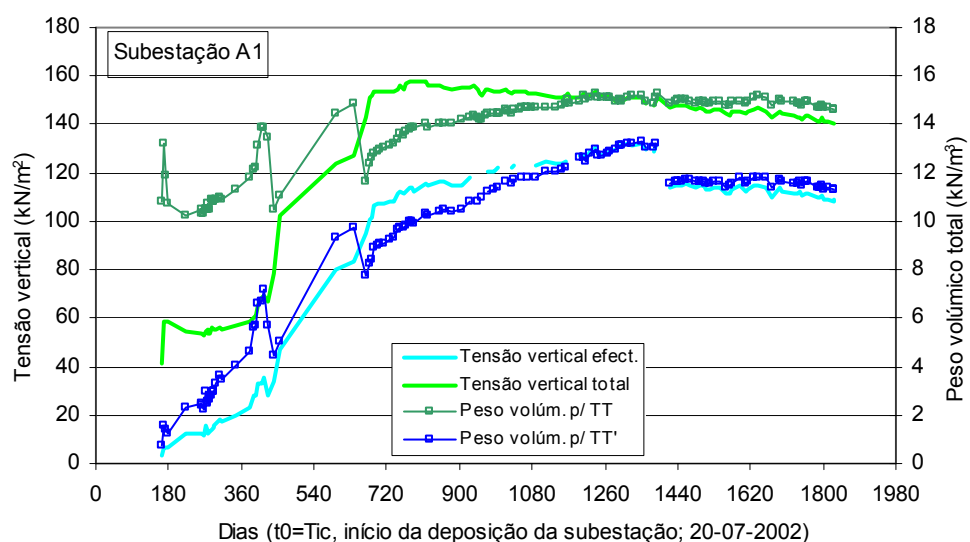
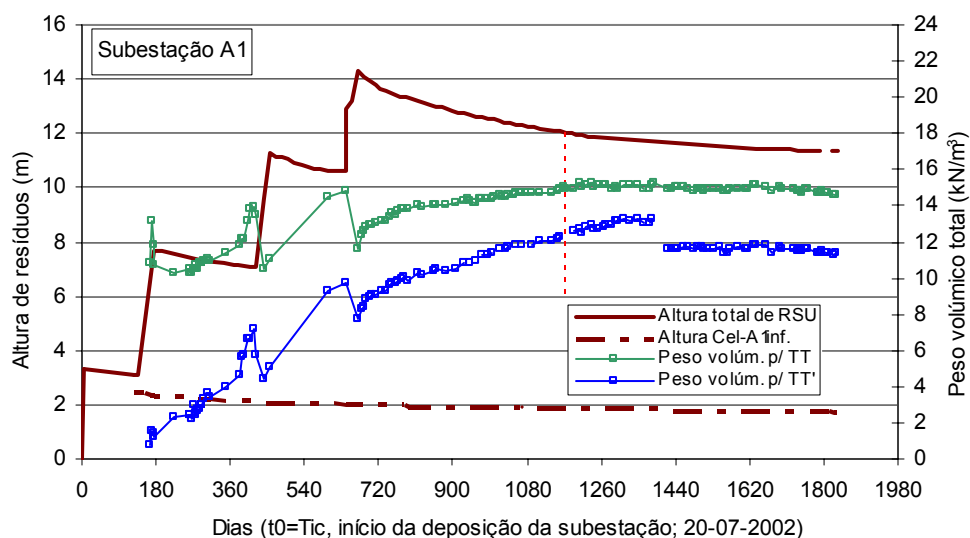


Figura 7.24 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A1 a partir da monitorização do aterro (Cel-A1inf.).

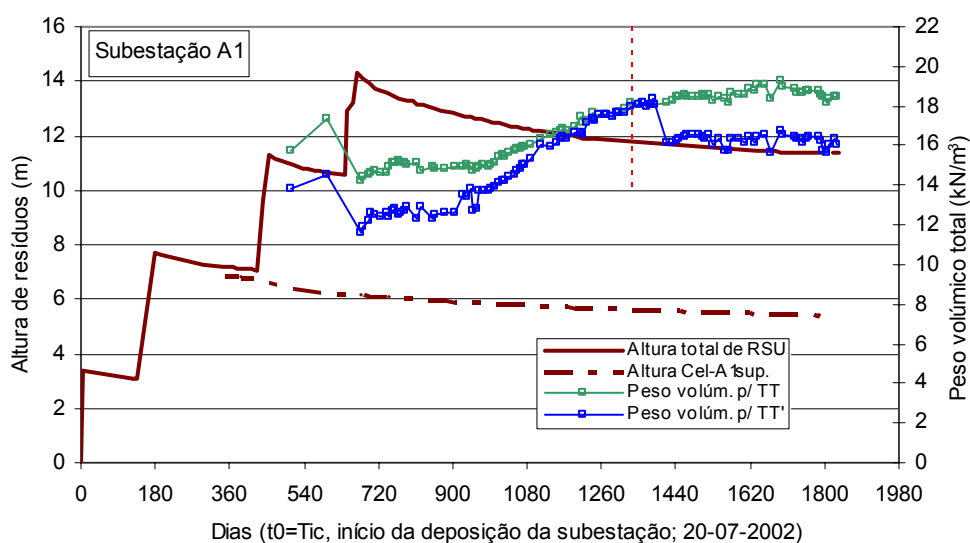


Figura 7.25 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A1 a partir da monitorização do aterro (Cel-A1sup.); (continua na página seguinte).



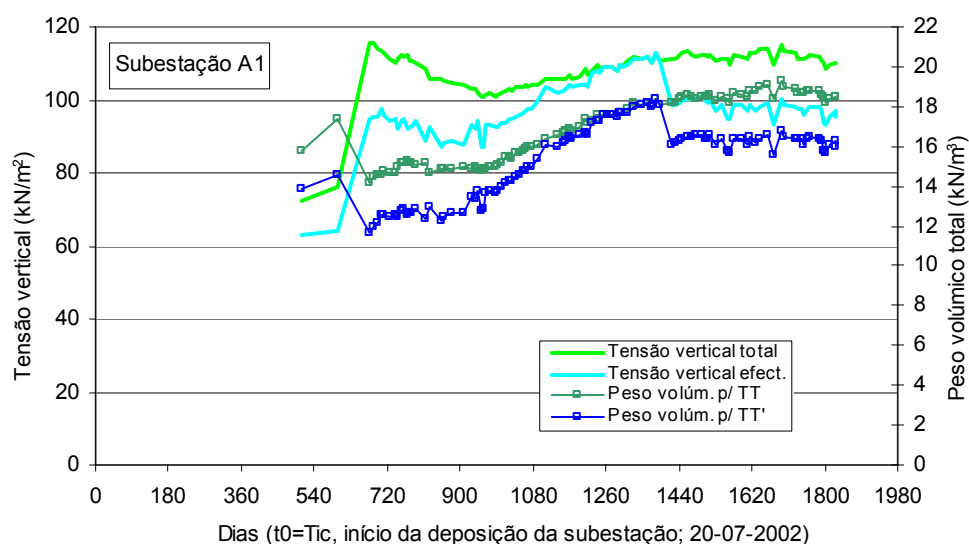


Figura 7.25 – Evolução do peso volumétrico total da Subestação A1 a partir da monitorização do aterro (Cel-A1sup.); (continuação).

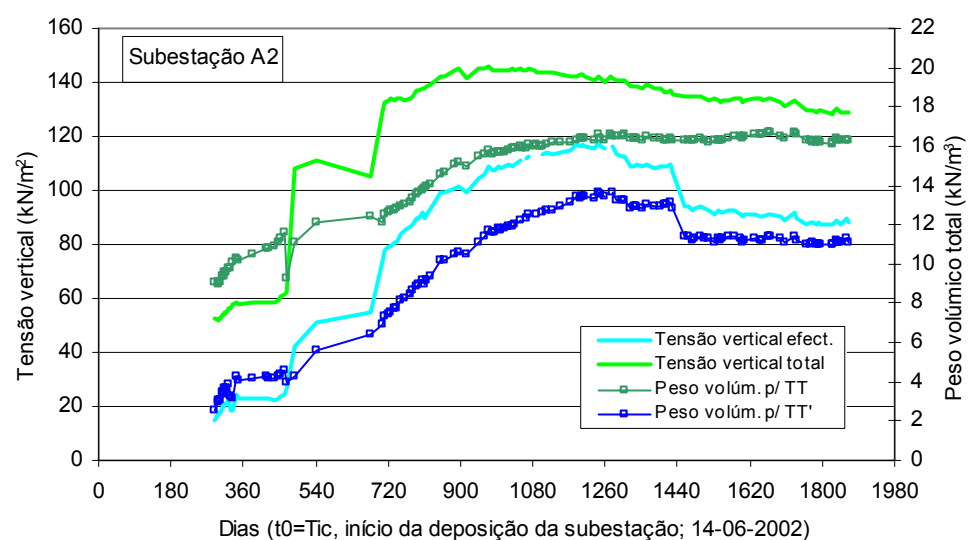
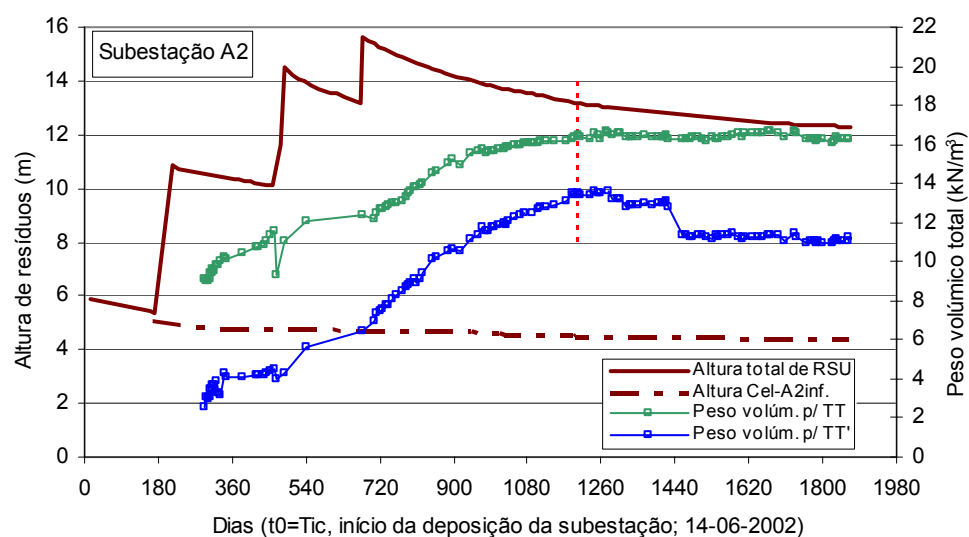


Figura 7.26 – Evolução do peso volumétrico total da Subestação A2 a partir da monitorização do aterro (Cel-A2inf.).

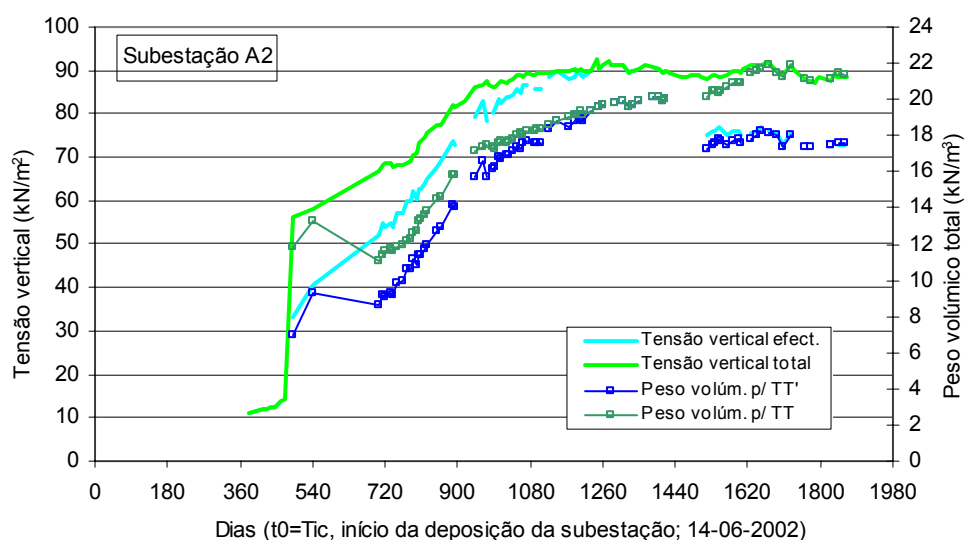
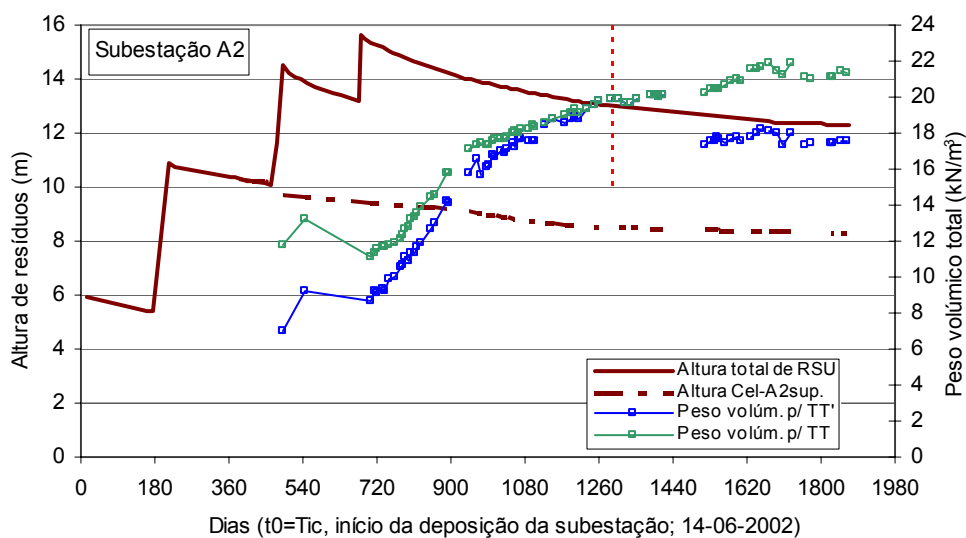


Figura 7.27 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A2 a partir da monitorização do aterro (Cel-A2sup.).

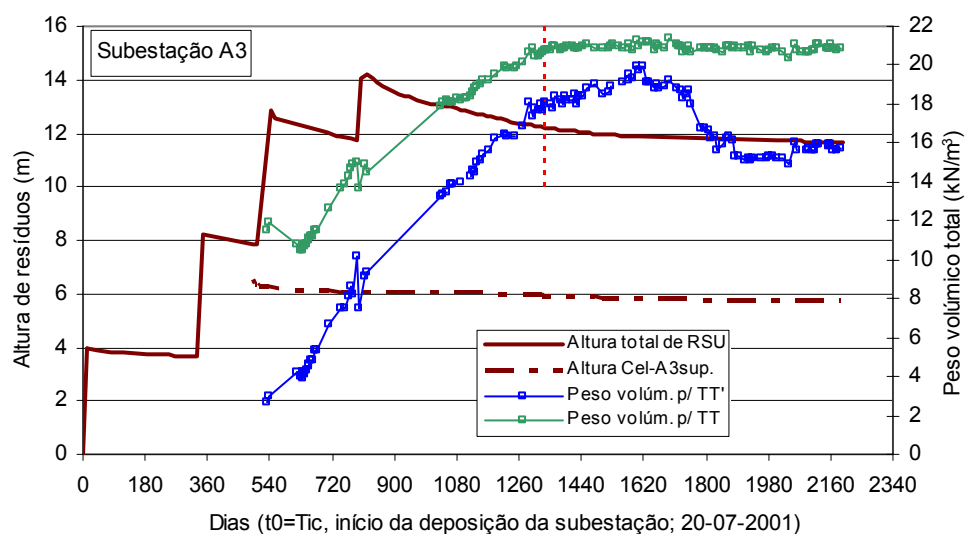


Figura 7.28 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A3 a partir da monitorização do aterro (Cel-A3sup.); (continua na página seguinte).

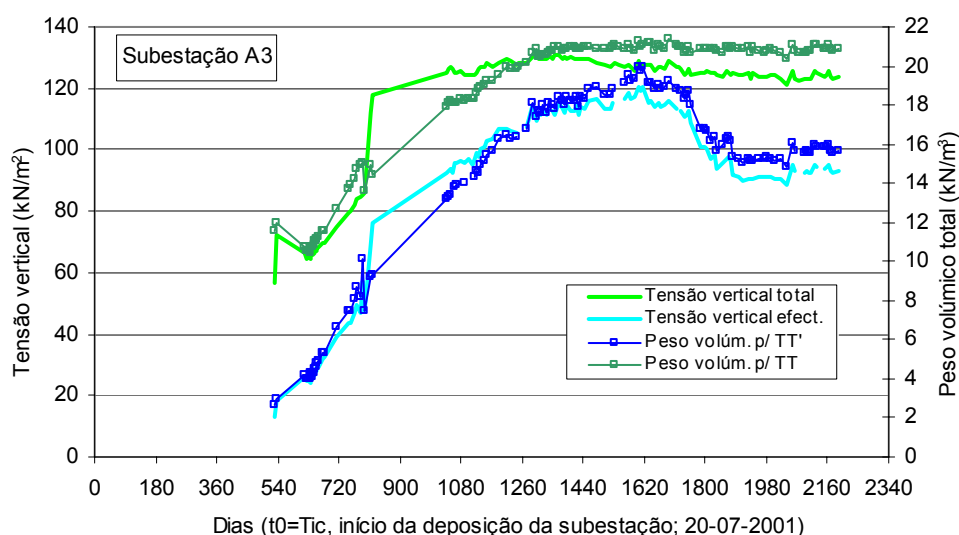


Figura 7.28 – Evolução do peso volúmico total da Subestação A3 a partir da monitorização do aterro (Cel-A3sup.); (continuação).

Relativamente aos dados apresentados salienta-se que poderá haver alguma imprecisão, resultante das simplificações que foram assumidas na determinação das tensões verticais nos casos em que não se dispunha de dados sobre a rotação registada por algumas das células (em particular no caso das CelA1-sup e nas Cel-A2, § 5.). Apesar do referido, verifica-se que de um modo geral a gama de valores obtidos a partir das tensões efectivas (11 a 19  $\text{kN/m}^3$ ) é relativamente concordante com a registada a partir das sondagens (maior parte dos valores entre 8 e 16  $\text{kN/m}^3$ ).

Considerando apenas os dados após deposição, apresenta-se na Figura 7.29 a variação do peso volúmico em função da tensão efectiva vertical, considerando, quer os valores obtidos (Figura 7.29a), quer normalizados através dos valores correspondentes ao fim da deposição (Figura 7.29b). A partir dos ensaios *in situ*, observou-se que a relação entre o peso volúmico dos resíduos e a tensão efectiva vertical para um determinado momento é hiperbólica. Porém, quando se considera a variação destes parâmetros ao longo do tempo verifica-se que tende a haver um crescimento relativamente linear do peso volúmico com o aumento da tensão vertical, mas em que se destacam dois trechos: um inicial com um crescimento mais acentuado e outro, posterior, de crescimento mais suave. Este comportamento resulta, provavelmente, dos processos de assentamento e de biodecomposição, ou seja da densificação dos resíduos, serem mais intensos durante um certo período após o fim da deposição, conduzindo a um aumento mais significativo, quer dos pesos volúmcicos globais, quer das tensões efectivas verticais.

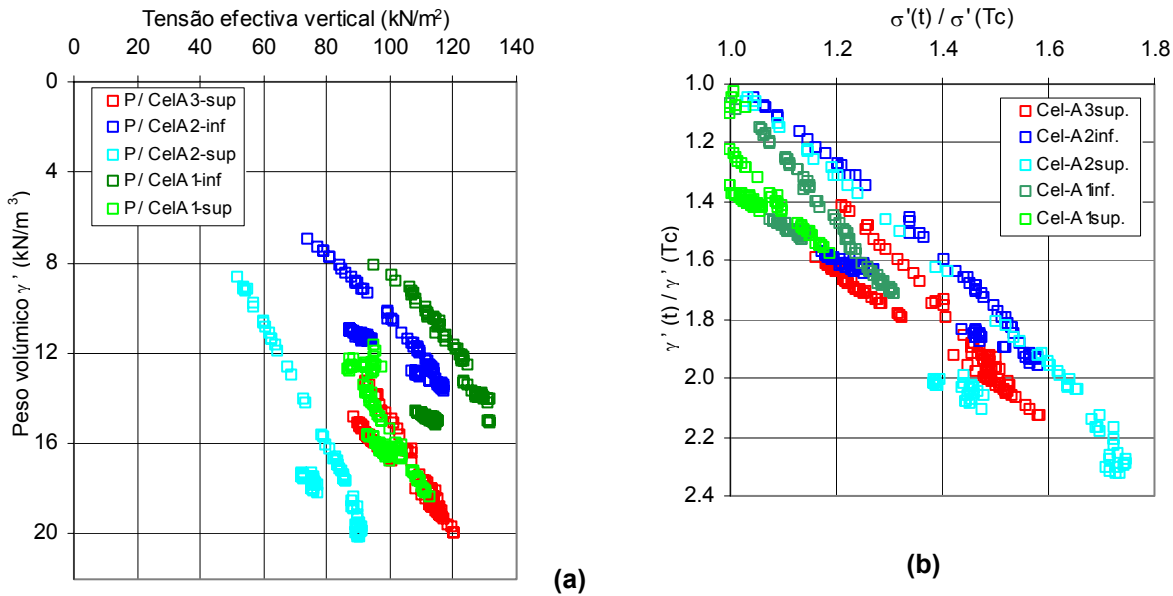


Figura 7.29 – Relação entre o peso volúmico médio e a tensão vertical efectiva após o fim da deposição: (a) parâmetros não normalizados; (b) parâmetros normalizados.

Este comportamento e sua duração podem ser melhor compreendidos através da análise das Figuras 7.30 e 7.31. A primeira destas figuras representa a evolução dos pesos volúmcicos normalizados ( $\gamma(t)/\gamma(Tc)$  e  $\gamma'(t)/\gamma'(Tc)$ ) em função do tempo decorrido após o fim da deposição e a segunda figura apresenta a evolução da relação entre o peso volúmico normalizado e a tensão efectiva vertical normalizada (em relação a  $Tc$ ) também em função do tempo decorrido após o fim da deposição. Estas figuras demonstram que os pesos volúmcicos e as tensões efectivas tendem a aumentar com o tempo de uma forma mais significativa durante os primeiros 1,5 a 2 anos após o fim da deposição, que o aumento do peso volúmico é superior ao registado para as tensões efectivas, e que a relação entre estes e as respectivas tensões efectivas tende para um valor constante para períodos de tempo superiores a cerca de 1,5 a 2 anos após o fim da deposição. Tal como já foi referido, poderá haver alguma imprecisão resultante das simplificações que foram assumidas na determinação das tensões verticais nos casos em que não se dispunha de dados sobre a rotação registada por algumas das células, em particular, no caso dos dados obtidos a partir da CelA2-sup que, comparativamente com todas as restantes, conduziu a valores de pesos volúmcicos muito elevados e com estabilização mais incipiente (Figuras 7.27, 7.29 a 7.31).

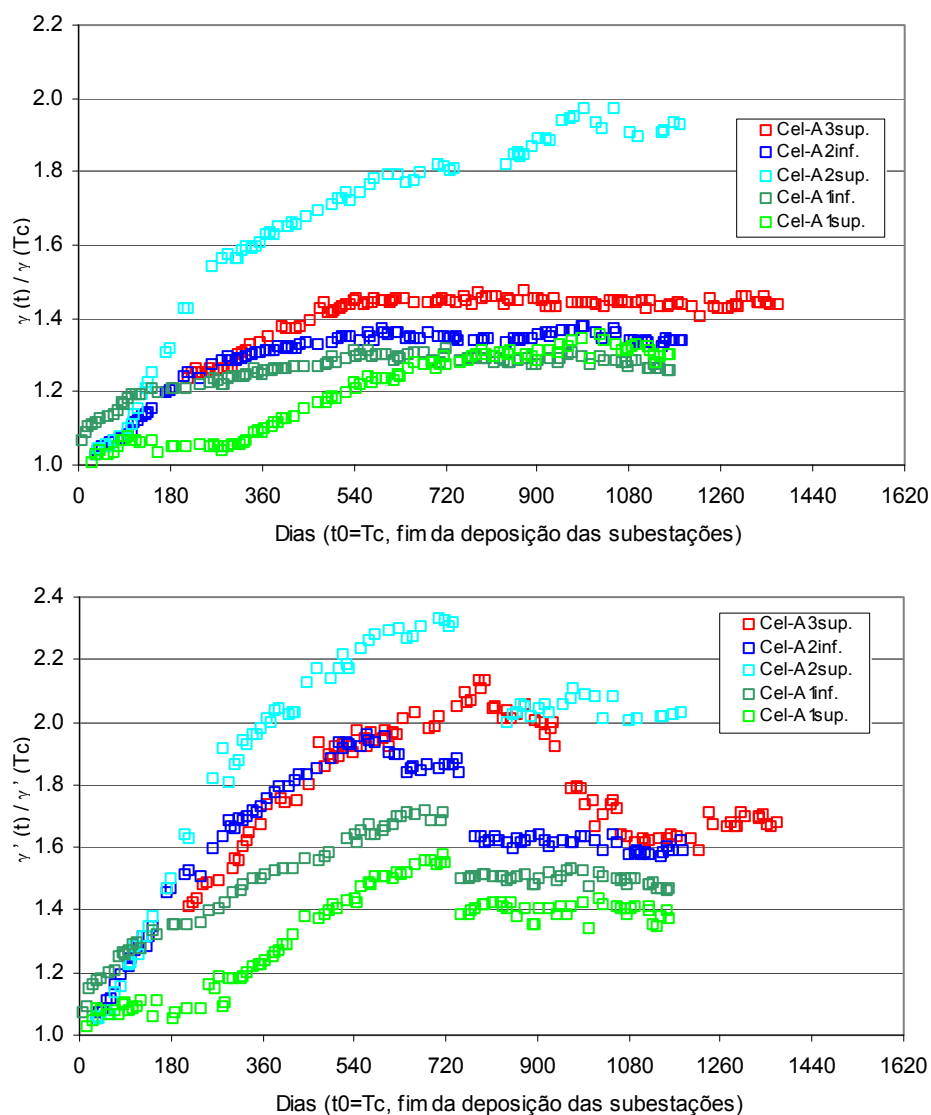


Figura 7.30 – Evolução dos pesos volúmcos normalizados em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

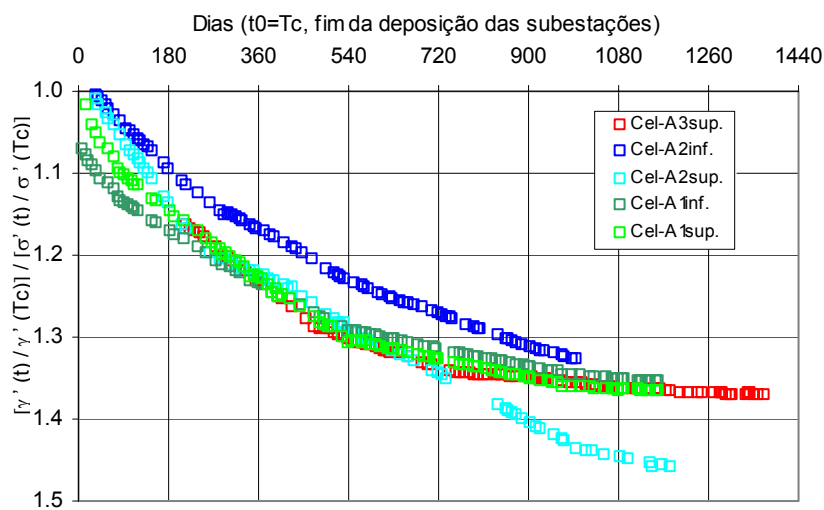


Figura 7.31 – Evolução da relação entre o peso volúmcos normalizado e a tensão efectiva vertical normalizada em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

A forma das curvas apresentadas leva a supor que os tipos de funções que melhor representam a evolução do peso volúmico com o tempo (Figura 7.30) serão a logarítmica ( $\gamma(t) = a+b.\log(t)$ ) ou a hiperbólica (Equação 7.12). Neste sentido, testaram-se estes dois tipos de correlações, tendo a função hiperbólica fornecido coeficientes de correlação ligeiramente inferiores, na maior parte dos casos dos pesos volúmicos médios determinados a partir das tensões totais (Quadro 7.7). Os valores obtidos para as constantes da função logarítmica variaram entre -0,25 e 0,95 para  $a$  e entre 0,05 e 0,31 para  $b$ , (com valores médios respectivos de 0,53 e 0,134). Para a função hiperbólica os valores das constante  $c$  e  $d$  variaram, respectivamente, entre 268 e 2397 e entre 0,70 e 3,19 (com valores médios de 767 e de 1,76, respectivamente). Em relação aos pesos volúmicos médios determinados a partir das tensões efectivas, os coeficientes de correlação, para qualquer das funções indicadas, são, por regra, inferiores em consequência das já referidas oscilações da posição dos níveis de lixiviado.

$$\frac{\gamma(t)}{\gamma(Tc)} = 1 + \frac{t}{c + d.t} \quad (7.12)$$

Em que  $t$  é o tempo decorrido após o final da deposição,  $\gamma(t)$  é o peso volúmico médio à data considerada e  $\gamma(Tc)$  é o peso volúmico médio correspondente ao fim da deposição.

Quadro 7.7 – Coeficientes de correlação entre a variação do peso volúmico médio e o tempo decorrido após o fim da deposição.

	[ $\gamma(t)/\gamma(Tc)$ ]/t		[ $\gamma'(t)/\gamma'(Tc)$ ]/t	
	F. hiperbólica	F. logarítmica	F. hiperbólica	F. logarítmica
	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup>
P/ CelA3-sup	0.82	0.66	0.16	0.02
P/ CelA2-inf	0.86	0.88	0.74	0.44
P/ CelA2-sup	0.80	0.97	0.83	0.79
P/ CelA1-inf	0.56	0.88	0.52	0.64
P/ CelA1-sup	0.39	0.78	0.35	0.67

### 7.3.5.2 Peso volúmico das partículas sólidas

No § 5.3.1.3 apresentaram-se os resultados obtidos nos ensaios de determinação do peso volúmico das partículas sólidas dos resíduos, tendo-se verificado que estes tendem a aumentar com a profundidade e com a idade dos resíduos (resultados das amostras da Estação C superiores aos da Estação B e estes superiores aos da Estação A). Com base nestes resultados apresenta-se na Figura 7.32 a evolução do peso volúmico das partículas sólidas em função da idade média das amostras, a qual demonstra a existência de um crescimento logarítmico deste parâmetro com a idade dos resíduos.

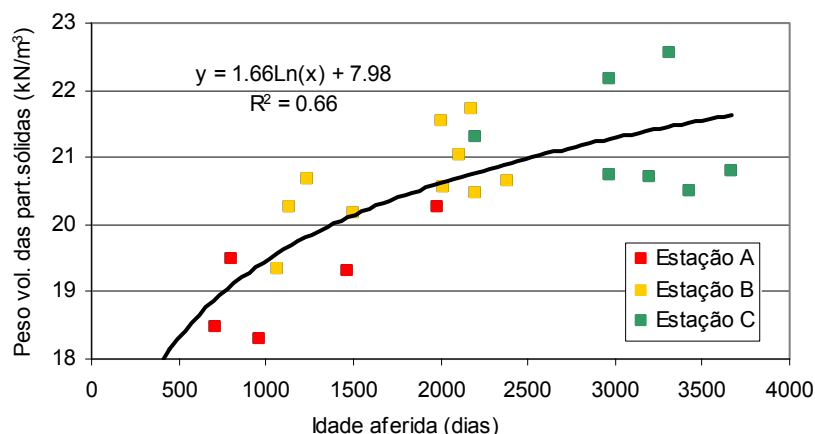


Figura 7.32 – Variação do peso volúmico das partículas sólidas em função da idade dos resíduos.

Para melhor ilustrar o aumento da compacidade ou a redução do índice de vazios dos resíduos com o avançar da idade apresenta-se na Figura 7.33 a evolução dos pesos volúmcicos das partículas sólidas normalizados através dos respectivos pesos volúmcicos secos ( $\gamma_s/\gamma_d$ , Equação 7.13)

$$\frac{\gamma_s}{\gamma_d} = \frac{P_s/V_s}{P_s/V} = \frac{V}{V_s} = \frac{V_s + V_v}{V_s} = 1 + e \quad (7.13)$$

Em que  $\gamma_s$  é o peso volúmico das partículas sólidas,  $\gamma_d$  é o peso volúmico seco,  $P_s$  é o peso das partículas sólidas,  $V$  é o volume total,  $V_s$  é o volume das partículas sólidas,  $V_v$  é o volume dos vazios e  $e$  é o índice de vazios.

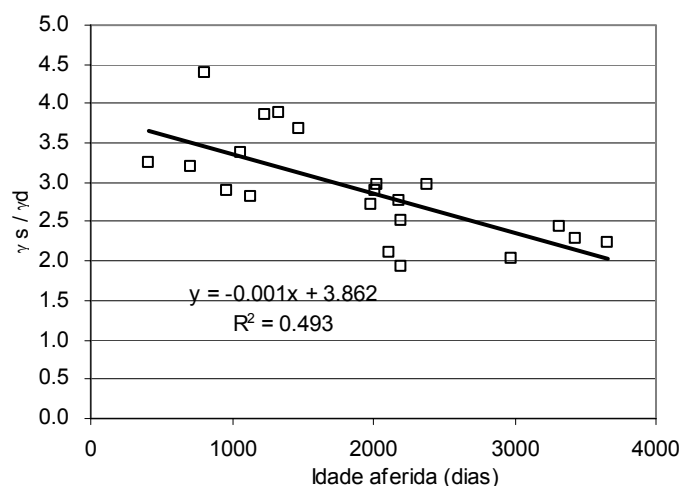


Figura 7.33 – Evolução da relação entre os pesos volúmcicos das partículas sólidas e os secos em função da idade dos resíduos.

A variação do índice de vazios *in situ* em função da idade dos resíduos pode ser visualizada na Figura 7.33 ( $1+e_0$  versus idade) ou pelas Figura 7.34 e 7.35, em que a primeira representa a variação deste parâmetro e do grau de saturação dos resíduos em função das idades respectivas e a segunda a variação destes dois parâmetros em função da profundidade. A determinação dos índices de vazios ( $e$ ; Equações 7.13 ou 7.14) e do grau de saturação ( $S_r$ ; Equação 7.15) foi efectuada com base nos valores do teor em água e dos pesos volúmcicos totais e das partículas sólidas de cada amostra, apresentados anteriormente.

$$e = \frac{G.W}{Sr} \quad (7.14)$$

$$Sr = \frac{W}{\frac{\gamma_w}{\gamma} \cdot (1 + W) - \frac{1}{G}} \quad (7.15)$$

Em que W é o teor em água,  $\gamma_w$  é o peso volúmico da água,  $\gamma$  é o peso volúmico total e G é o peso volúmico das partículas sólidas.

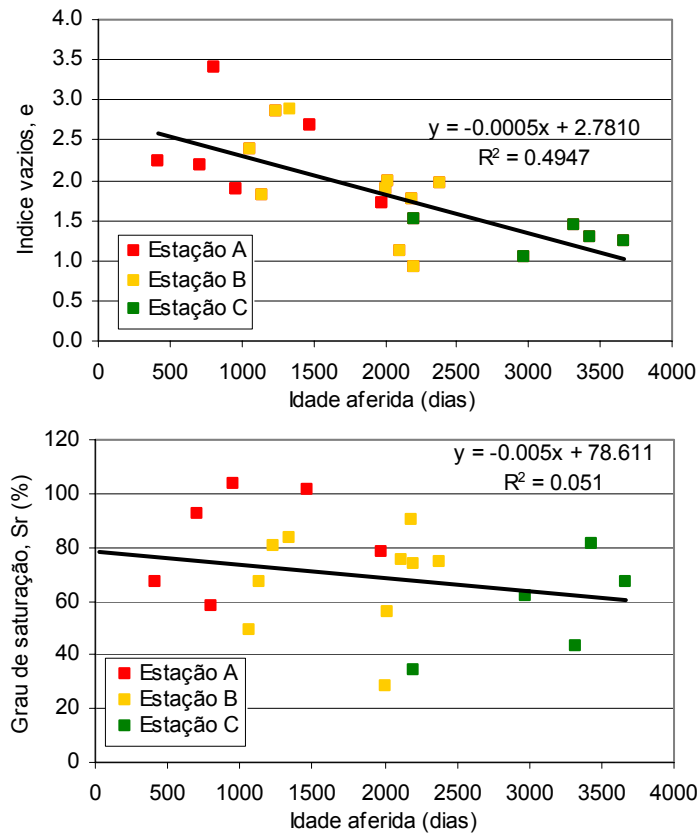


Figura 7.34 – Variação do índice de vazios e do grau de saturação das amostras de resíduos em função da idade dos resíduos.

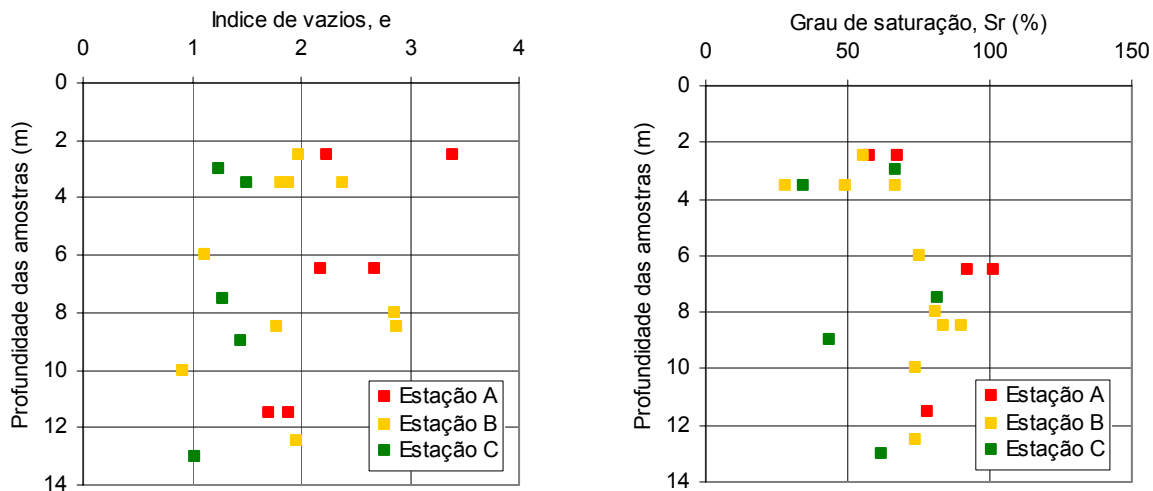


Figura 7.35 – Variação do índice de vazios e do grau de saturação dos resíduos em função da profundidade das amostras.



De acordo com o apresentado nos pontos anteriores e nos § 5.2 e 5.3, estas figuras indicam uma diminuição do índice de vazios e do grau de saturação com o aumento da idade dos resíduos, sendo esta relação mais nítida no caso do índice de vazios.

Tendo presente as particularidades dos resíduos, nomeadamente os processos de biodecomposição e a deformabilidade de grande parte dos seus constituintes, admite-se, em termos teóricos, que a variação do índice de vazios (sob carga constante) se deve, numa primeira fase, à decomposição da matéria orgânica a qual conduzirá a uma redução do volume de sólidos (por perda de massa orgânica), a um aumento proporcional do volume de vazios interpartículas (índice de vazios máximo) e a um enfraquecimento progressivo do esqueleto sólido, podendo no imediato não se traduzir numa redução significativa do volume global dos resíduos. O enfraquecimento do esqueleto sólido, resultante dos processos de biodecomposição e de alteração físico-química (por exemplo: corrosão e oxidação dos constituintes inorgânicos), conduz à deformação de algumas das partículas sólidas e ao colapso de outras que atingem a sua capacidade limite de suportar as tensões instaladas ("fluência mecânica"). Como consequência da deformação e colapso destas partículas sólidas e da erosão ou arrastamento das partículas de menor dimensão para os macroporos, os resíduos tornam-se mais densos, diminuindo, quer o volume global dos resíduos, quer o volume de sólidos (por redução dos vazios intrapartículas) e o de vazios interpartículas. Este processo vai-se repetindo, consoante os processos de biodecomposição e alteração físico-química prosseguem, e novos episódios de perda de massa - enfraquecimento do esqueleto - deformação e colapso - aumento da densidade, vão ocorrendo apesar de a sua grandeza ir diminuindo com o avançar da idade dos resíduos. A variação volumétrica associada aos processos de biodecomposição será contudo bastante superior do que a resultante dos processos de enfraquecimento do esqueleto sólido. Na Figura 7.36 apresentam-se, de forma esquemática, os processos descritos associados à variação volumétrica dos resíduos sob carga constante.

Assim, e apesar de a regressão linear ter sido a que forneceu maiores coeficientes de correlação (Figura 7.34), é provável que uma função logarítmica seja mais adequada para representar este comportamento, já que não é de esperar que o índice de vazios diminua infinitamente de forma linear com a idade dos resíduos. Na verdade, os coeficientes de correlação obtidos por ajuste de uma função logarítmica aos dados das Figuras 7.33 e 7.34 ( $\gamma_s/\gamma_d = -0,764 \cdot \ln(t) + 8,572$  ou  $e = -0,736 \cdot \ln(t) + 7,328$ ) são apenas ligeiramente inferiores ( $R^2 = 0,43$  e  $R^2 = 0,45$ , respectivamente) e, provavelmente, tenderiam a ser superiores aos obtidos por ajustes de funções lineares caso se dispusesse de dados de amostras mais antigas.

Relativamente à evolução destes parâmetros com a profundidade verifica-se que, de uma maneira geral, o índice de vazios tende a diminuir com o aumento da profundidade enquanto o grau de saturação aumenta, mas apenas até profundidades da ordem dos 8 m. Para profundidades superiores verifica-se uma diminuição do grau de saturação dos resíduos, tal como com o teor em água (§ 5.3.1.4).

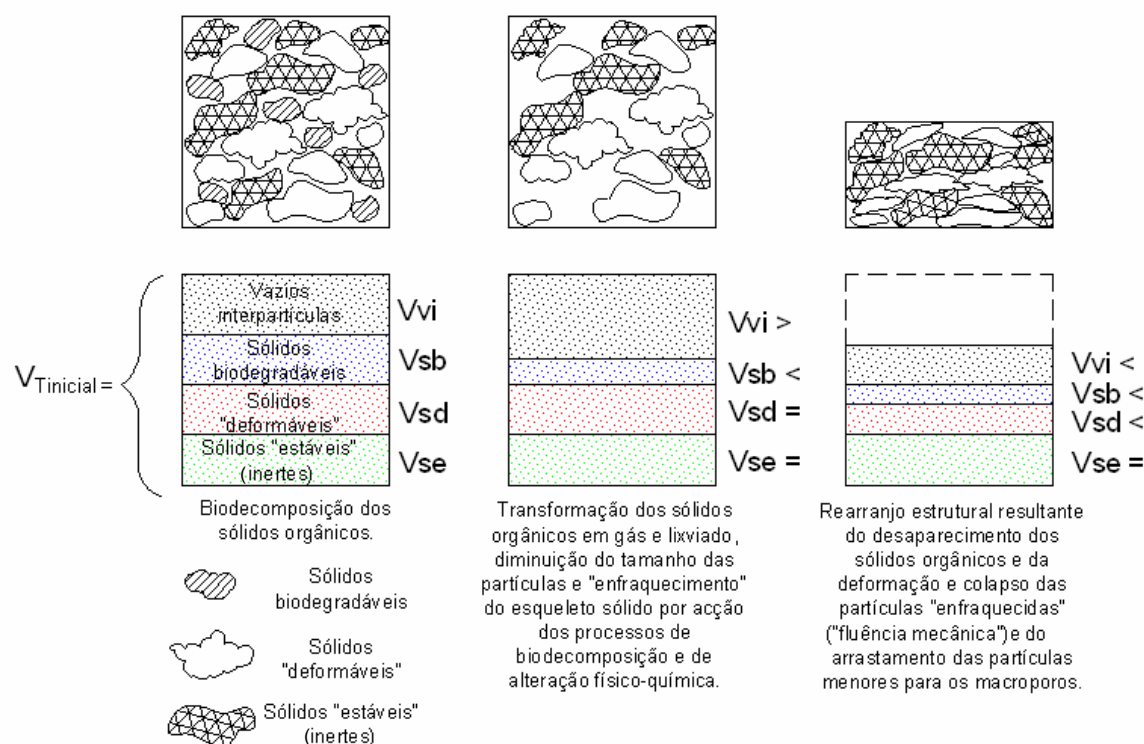


Figura 7.36 – Representação esquemática dos processos associados à variação volumétrica dos resíduos (sob carga constante).

### 7.3.6 Temperatura

A temperatura dos resíduos é um parâmetro que depende essencialmente da fase de decomposição em que os resíduos se encontram, sendo por este motivo usado frequentemente como indicador do grau de estabilidade bioquímica de um aterro sanitário. Estudos desenvolvidos por vários autores, entre os quais Shimizu (1996), Yoshida *et al.* (1996), Aguilar-Juarez (2000), entre outros (§ 1.4.8), têm permitido verificar que as temperaturas registadas em aterros sanitários tendem a diminuir com o avançar dos processos de decomposição e a ser mais elevadas na parte central do aterro e durante a fase de deposição.

No § 6.7 apresentaram-se os valores das temperaturas registadas a partir dos sensores acoplados às células de pressão (Estação A) e a partir do interior dos piezómetros de tubo aberto (todas as estações). De forma a se proceder a uma análise conjunta das temperaturas registadas, separaram-se os resultados obtidos em dois grupos: um relativo aos registos efectuados durante a fase "construtiva" ou de deposição (apenas Estação A); e outro relativo aos registos efectuados após finalização da deposição (todas as estações). No caso da Estação A, em que em cada local instrumentado existiam vários sensores de temperatura (4 a 5 associados às células de pressão), determinaram-se as respectivas temperaturas médias a partir destes.

Na Figura 7.37 apresentam-se os resultados das temperaturas médias registadas durante a fase construtiva, indicando-se para cada local a altura média de instalação dos sensores (relativas à base do aterro) e o tempo decorrido desde o início da deposição. Em qualquer dos casos verifica-se que as temperaturas tendem a aumentar durante a fase de deposição. Por outro lado, constata-se que os sensores colocados a alturas intermédias (5 a 7 m, correspondentes às zonas A1-sup, A3-sup e A2-inf) registaram

temperaturas mais elevadas do que os instalados a maiores ou a menores alturas (respectivamente, A2-sup e A1-inf).

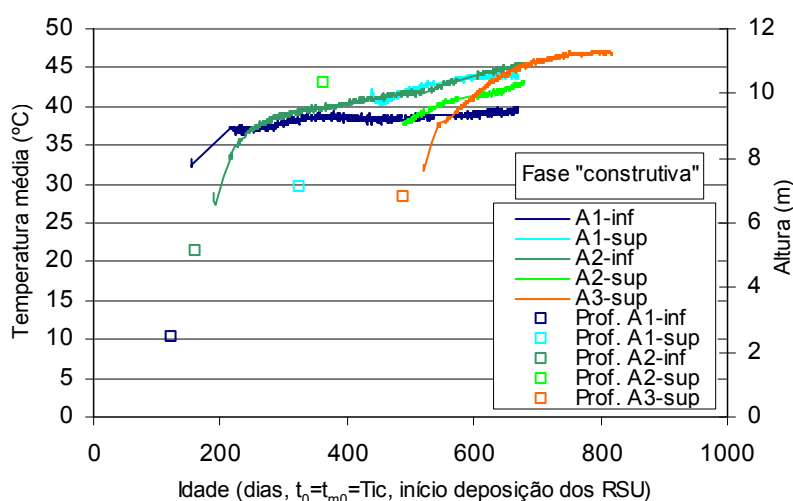


Figura 7.37 – Evolução das temperaturas do corpo do aterro durante a fase “construtiva” (Estação A).

Os registos das temperaturas após finalização da deposição são apresentados na Figura 7.38. Neste caso, e para permitir a visualização conjunta dos resultados, agruparam-se as temperaturas registadas sensivelmente à mesma profundidade para as várias subestações (a localização dos pontos de leitura refere-se nestas situações à profundidade dos sensores relativamente ao topo da coluna de resíduos no fim da deposição – Estação A; ou à data de instalação dos piezómetros – Estações B e C). O tempo, em relação ao qual são apresentados os dados, corresponde ao decorrido após o fim da deposição dos resíduos em cada subestação ( $t_0 = T_c$ ).

A análise das Figuras 7.37 e 7.38 permite verificar que no final da deposição as temperaturas rondam os 40°C a 45°C e tendem ainda a aumentar, até valores da ordem dos 50°C a 53°C, no período imediatamente a seguir (com uma duração da ordem dos 1,4 a 2 anos, § 6.7). Após esta fase, nota-se uma diminuição progressiva das temperaturas até se atingirem valores mínimos da ordem dos 25°C a 30°C nos resíduos mais antigos (Estação C).

Em termos da variação das temperaturas registadas com a profundidade verifica-se que, apesar de as diferenças serem pequenas em particular para os resíduos mais antigos, as temperaturas máximas são atingidas pelos sensores colocados a profundidades intermédias (7 a 9 m e 5 a 7 m), correspondendo a 48° a 53°C, e os valores mínimos, para a mesma gama de tempos após o fim da deposição, correspondem aos registados a menor profundidade (B2P-sup).

As temperaturas registadas no aterro sanitário de Sto Tirso estão de acordo com as verificadas por outros autores, ou seja, temperaturas mais elevadas durante a fase de deposição e mais reduzidas para as zonas superficiais e profundas do aterro (§ 1.4.8).

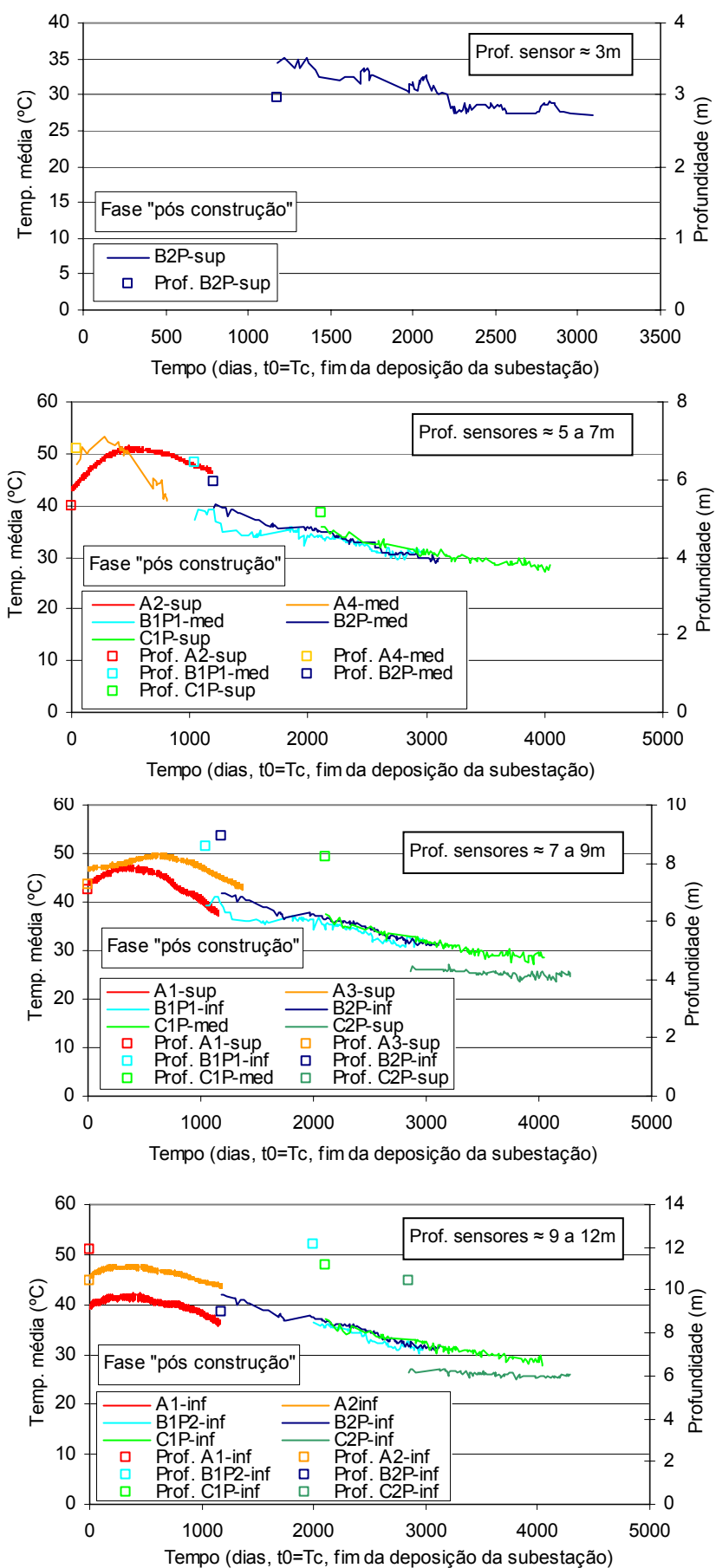


Figura 7.38 – Evolução das temperaturas do corpo do aterro durante a fase “pós construtiva”.

Considerando os estudos realizados por Shimizu (1996) e Yoshida *et al.* (1996), a partir da evolução da temperatura ao longo do tempo em vários aterros sanitários japoneses, e comprovados por outros autores (por exemplo, Aguilar-Juarez, 2000 e Viviani *et al.*, 2005), em que verificaram que o aumento de temperatura se deve ao calor gerado durante os processos de biodecomposição, pode concluir-se que: os períodos mais activos de decomposição exotérmica do aterro de Sto Tirso correspondem à fase de deposição e até 1,4 a 2 anos após a sua finalização, em que se verificam temperaturas da ordem dos 50°C; os resíduos da Estação B se encontram essencialmente numa fase intermédia de actividade exotérmica, com temperaturas entre os 35°C e 40°C; e os resíduos da Estação C deverão, na sua maioria, estar já numa fase final de decomposição (com temperaturas entre os 25°C e os 30°C).

### 7.3.7 Permeabilidade

Os valores da condutividade hidráulica determinados a partir dos ensaios triaxiais (§ 5.3.3.2) em amostras de RSU do aterro sanitário de Sto Tirso forneceram valores compreendidos entre  $1,88E^{-03}$  e  $1,184E^{-05}$  m/s. Analisando a compilação de valores de condutividade hidráulica apresentada no § 1.4.7 (Quadro 1.11) constata-se que são da mesma ordem de grandeza. Como é natural, a condutividade hidráulica varia com o estado de tensão, tendendo a diminuir para níveis de tensão mais elevados. Na Figura 7.39 apresentam-se os resultados obtidos a partir das amostras do aterro de Sto Tirso e os obtidos por Powrie *et al.* (2005), na célula *Pitsea* (§ 1.4.7), a partir de diferentes tipos de resíduos provenientes de aterros sanitários franceses, em função das respectivas tensões de consolidação.

Apesar de os resultados das amostras de Sto Tirso demonstrarem valores de condutividade hidráulica um pouco superiores aos obtidos por Powrie *et al.* (2005), em ambos os casos verifica-se que para baixos níveis de tensão, os resíduos apresentam uma permeabilidade elevada, da ordem de grandeza das areias, diminuindo com o aumento da tensão até valores equiparáveis aos das areias siltosas.

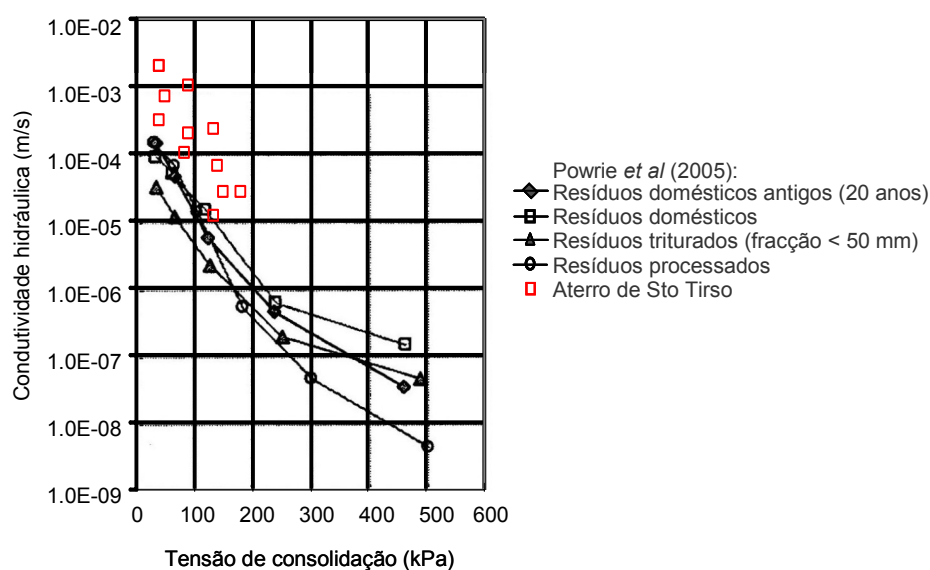


Figura 7.39 – Variação da condutividade hidráulica de RSU em função da tensão aplicada.

Com o objectivo de avaliar a evolução da condutividade hidráulica dos resíduos em função da sua idade, apresenta-se na Figura 7.40 os valores de permeabilidade obtidos em função da idade das amostras, agrupando os resultados para idênticas ordens de grandeza da tensão de consolidação. As relações obtidas mostram uma diminuição da permeabilidade dos resíduos com o aumento da idade.

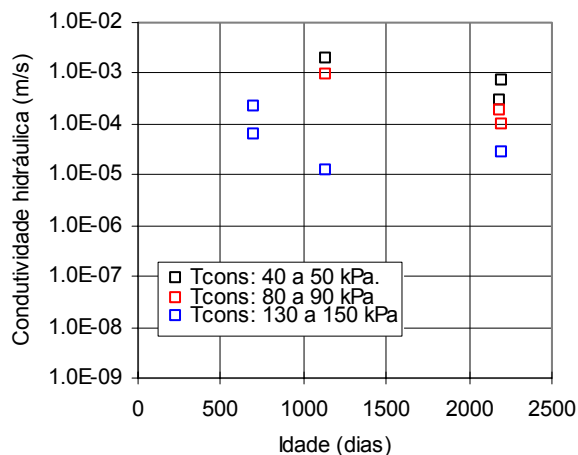


Figura 7.40 – Variação da condutividade hidráulica de RSU em função da idade das amostras.

## 7.4 PROPRIEDADES QUÍMICAS

A variação da composição química dos lixiviados é correlacionável com as fases de decomposição dos resíduos já que estes resultam da lixiviação dos constituintes orgânicos e inorgânicos existentes nos resíduos e, em particular, dos produtos resultantes das reacções de biodecomposição. Apesar de os valores publicados para os vários parâmetros dos lixiviados provenientes de aterros sanitários apresentarem grande dispersão, é geralmente possível associar intervalos de valores típicos a cada parâmetro, ou, mais comum, curvas de variação relativa em função da fase de decomposição dos resíduos e, consequentemente, da idade dos resíduos.

Dos vários parâmetros de caracterização dos lixiviados existem alguns que são, geralmente, mais utilizados como indicadores da fase de decomposição em que os resíduos se encontram. São exemplo os compostos azotados (azoto orgânico, N-org, e amoniacal,  $\text{NH}_3\text{-N}$ ), o  $\text{CBO}_5$ , o CQO, o COT, o pH, o potencial de oxidação-redução e a condutividade. No presente estudo apenas se dispõe de resultados de alguns destes parâmetros, bem como de outros que, apesar de menos usuais para aferir a fase de decomposição em que os resíduos se encontram, podem também fornecer alguma informação útil (é o caso da alcalinidade e dos teores em nitrato e em fósforo).

Em termos gerais, e de acordo com o apresentado no § 1.5 e no § 5.3.2, os parâmetros estudados a partir das amostras de lixiviado do aterro sanitário de Sto Tirso tendem, de modo resumido, a variar em função das fases de decomposição dos resíduos do seguinte modo:

- pH – mantém-se relativamente estável e neutro durante todas as fases de decomposição (aproximadamente entre 6,5 e 8), com excepção das fases de transição (II) e acetogénica (III) em que tende a haver uma redução do pH para valores mais ácidos, em consequência da formação de ácido

carbónico (devido ao aumento dos níveis de  $\text{CO}_2$  durante a fase de transição) e da formação de ácidos orgânicos voláteis (por acção dos microrganismos acetogénicos);

- alcalinidade - representa a capacidade do lixiviado para neutralizar ácidos, este parâmetro tende a ser baixo durante as fases de transição (II) e acetogénica (III), em que o pH é mais ácido, e a aumentar progressivamente, até estabilizar, nas fases seguintes de decomposição, onde o pH tende a estabilizar em torno de valores próximos de 7 ou ligeiramente superiores;

- CQO e  $\text{CBO}_5$  – durante a fase de deposição e logo após esta, estes parâmetros tendem a ser baixos devido aos processos de decomposição aeróbia (I) que consomem o oxigénio disponível. Consoante se passa às fases de transição (II) e acetogénica (III), estes parâmetros tendem a subir bruscamente, em consequência do aparecimento de grandes quantidades de ácidos orgânicos voláteis, resultantes da dissolução dos constituintes orgânicos e inorgânicos; nas fases metanogénica (IV) e de maturação (V) as concentrações de CQO e  $\text{CBO}_5$  diminuem à medida que os ácidos orgânicos vão sendo transformados em gás (essencialmente metano e dióxido de carbono);

-  $\text{NH}_3\text{-N}$  - a quantidade de azoto amoniacal tende a ser elevada durante as fases iniciais de decomposição (fases aeróbia (I), de transição (II) e acetogénica (III)) devido às reacções de oxidação, de hidrólise e de fermentação dos compostos orgânicos dos resíduos e à biodecomposição dos aminoácidos, proteínas e outros compostos de azoto (fase acetogénica), e a manter-se relativamente constante ou a sofrer ligeira redução nas fases de decomposição seguintes (fases metanogénica (IV) e de maturação (V));

-  $\text{NO}_3\text{-N}$  - os nitratos tendem a formar-se essencialmente durante a fase aeróbia (I), por oxidação da matéria orgânica dos resíduos; nas fases iniciais de decomposição anaeróbia (de transição (II) e acetogénica (III)) a sua concentração pode aumentar devido à dissolução dos componentes orgânicos, passando depois a diminuir consoante vão sendo usados como fonte de oxigénio e reduzidos a azoto gasoso ( $\text{N}_2$ );

-  $\text{PO}_4^{3-}$  - sendo o fósforo um nutriente inorgânico dos resíduos, ele tende a ser consumido essencialmente durante a fase de maior consumo de nutrientes, ou seja, na fase aeróbia; tal como acontece com o anião nitrato, a concentração de anião fosfato durante as fases II e III pode aumentar por dissolução dos compostos orgânicos em meio ácido, e, posteriormente sofre redução devido ao seu uso como receptores de electrões nas reacções biológicas de conversão e como fonte de oxigénio.

Para melhor ilustrar o indicado apresenta-se na Figura 7.41, curvas típicas de variação de alguns destes parâmetros do lixiviado em função das várias fases de decomposição dos resíduos (§ 1.5.2).

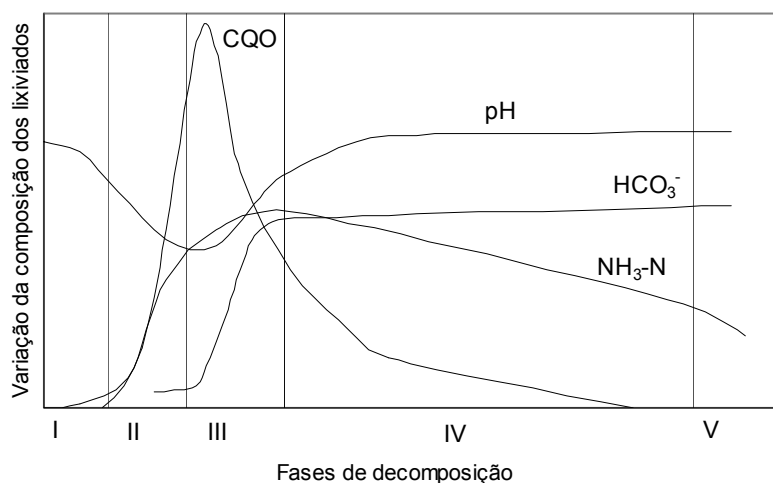


Figura 7.41 – Variação da composição de alguns parâmetros do lixiviado em função da fase de decomposição (adaptado de Williams, 1998 e de Christensen & Kjeldsen, 1989).

Com o objectivo de avaliar a variação da concentração dos vários parâmetros químicos determinados nas amostras de lixiviado do aterro sanitário de Sto Tirso, apresenta-se, em função da idade média dos lixiviados, determinada a partir da data de colheita das amostras e da idade média da respectiva coluna de resíduos (idade e idade aferida, § 7.2), os valores obtidos para o pH e alcalinidade, na Figura 7.42, para o CQO, CBO<sub>5</sub> e NH<sub>3</sub>-N, na Figura 7.43, e para o NO<sub>3</sub>-N e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, na Figura 7.44.

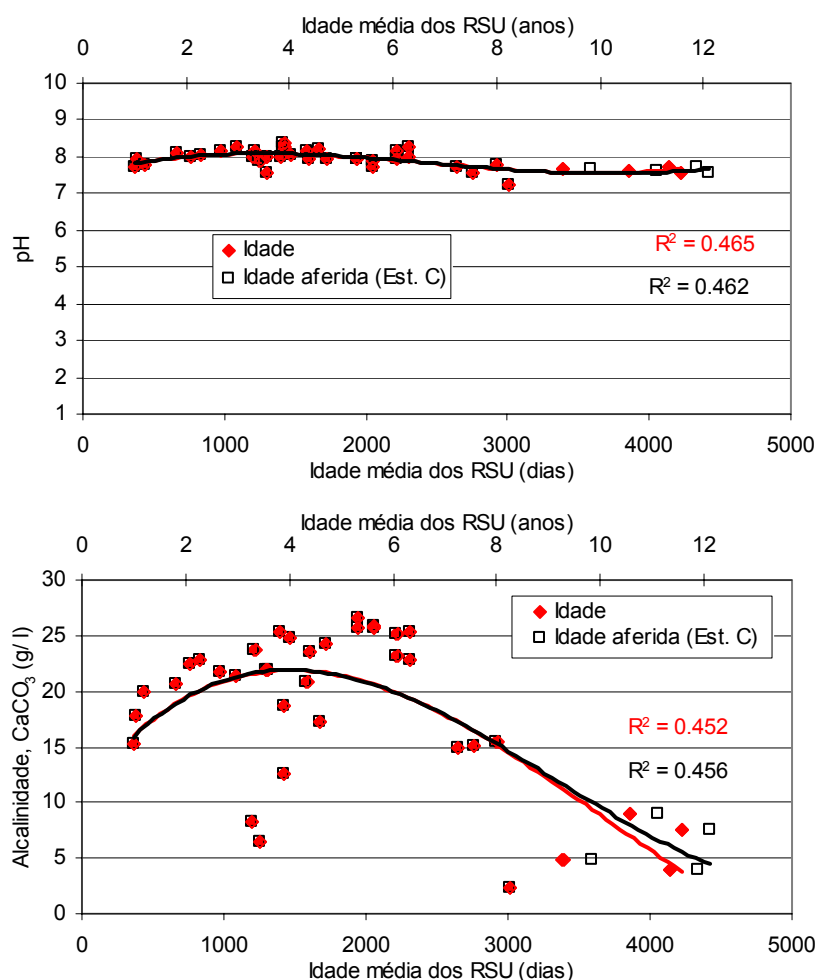


Figura 7.42 – Variação dos parâmetros químicos (pH e alcalinidade) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função da idade média dos RSU depositados.



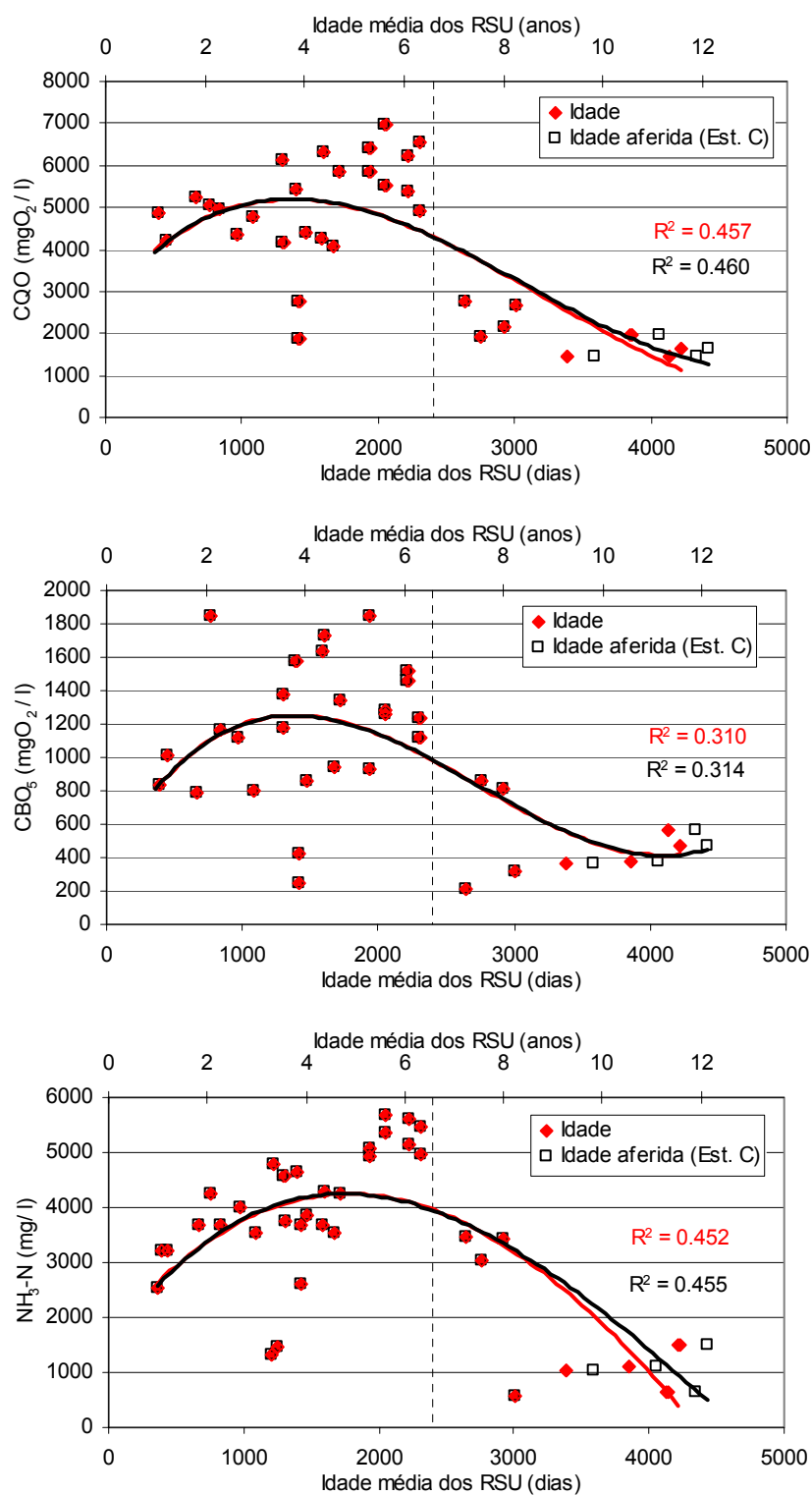


Figura 7.43 – Variação dos parâmetros químicos (CQO, CBO<sub>5</sub> e NH<sub>3</sub>-N) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função da idade média dos RSU depositados.

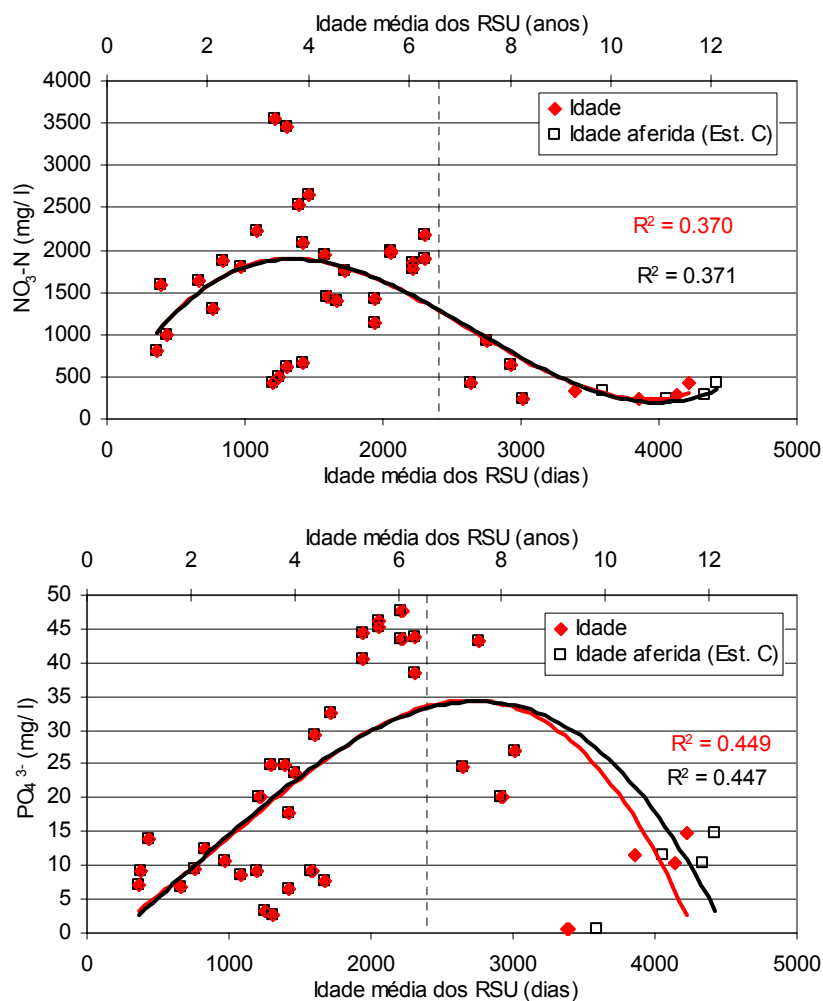


Figura 7.44 – Variação dos parâmetros químicos ( $\text{NO}_3\text{-N}$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ ) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função da idade média dos RSU depositados.

A variação dos parâmetros do lixiviado do aterro sanitário de Sto Tirso em função do tempo decorrido após o fim da deposição, em cada um dos locais de colheita das amostras, e não incluindo os resultados relativos a amostras de lixiviado provenientes de locais que se encontravam ainda em fase de deposição, são apresentados nas Figuras 7.45 a 7.47.

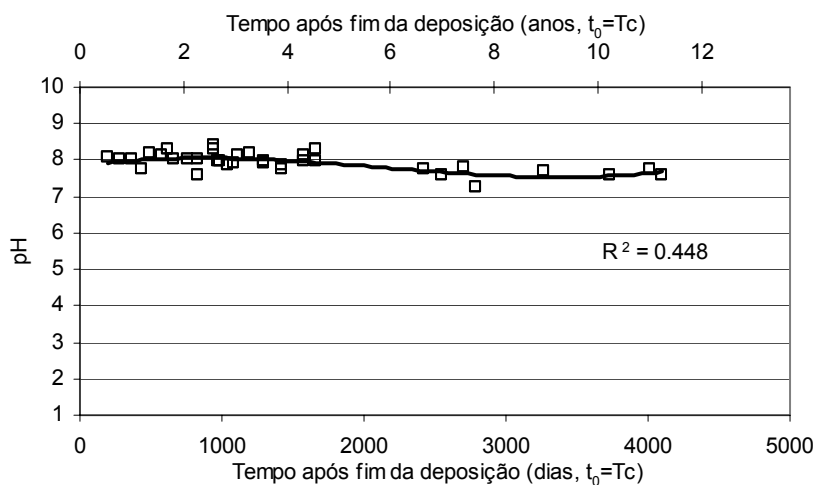


Figura 7.45 – Variação dos parâmetros químicos (pH) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

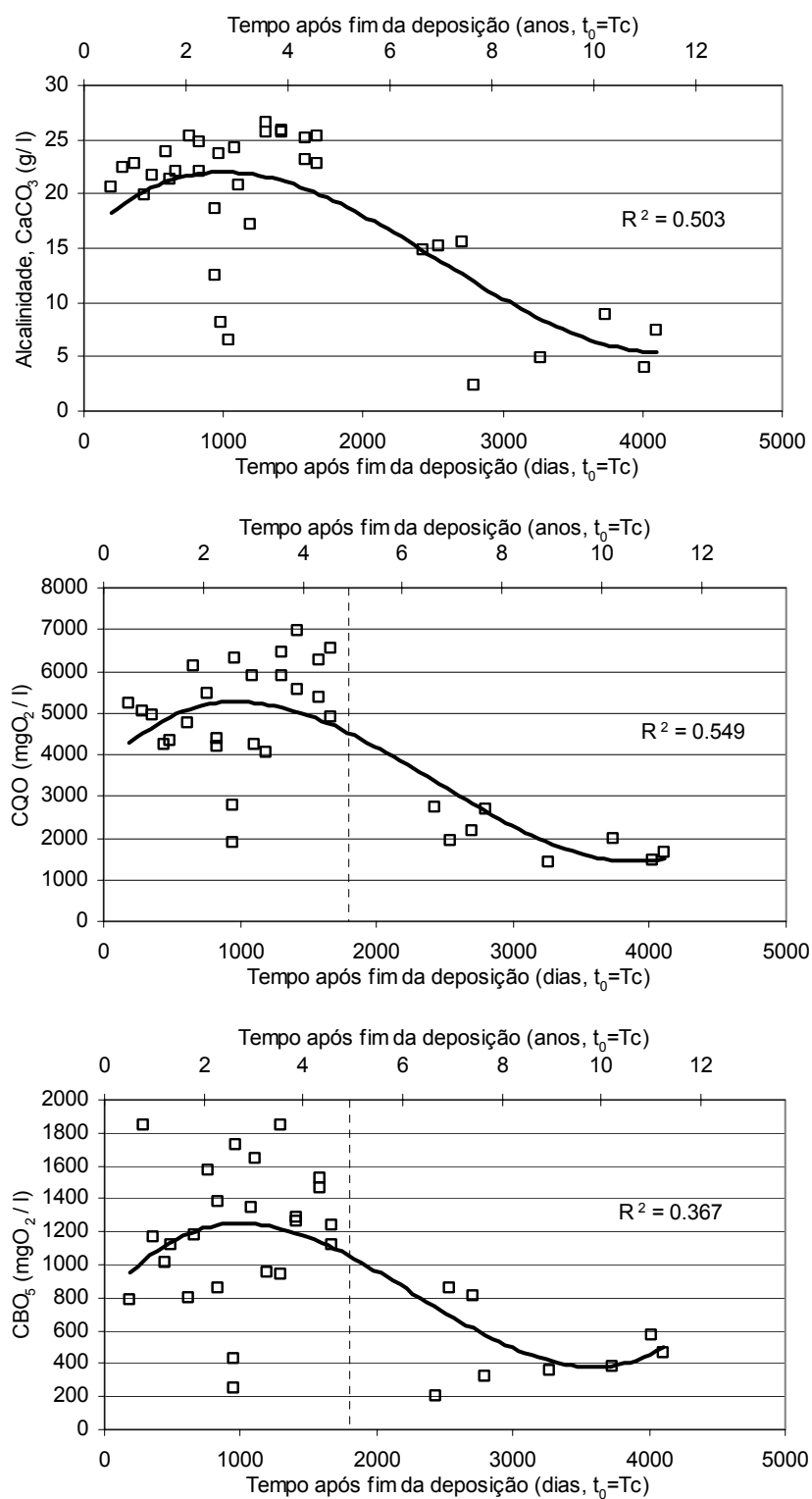


Figura 7.46 – Variação dos parâmetros químicos (alcalinidade, CQO e  $\text{CBO}_5$ ) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

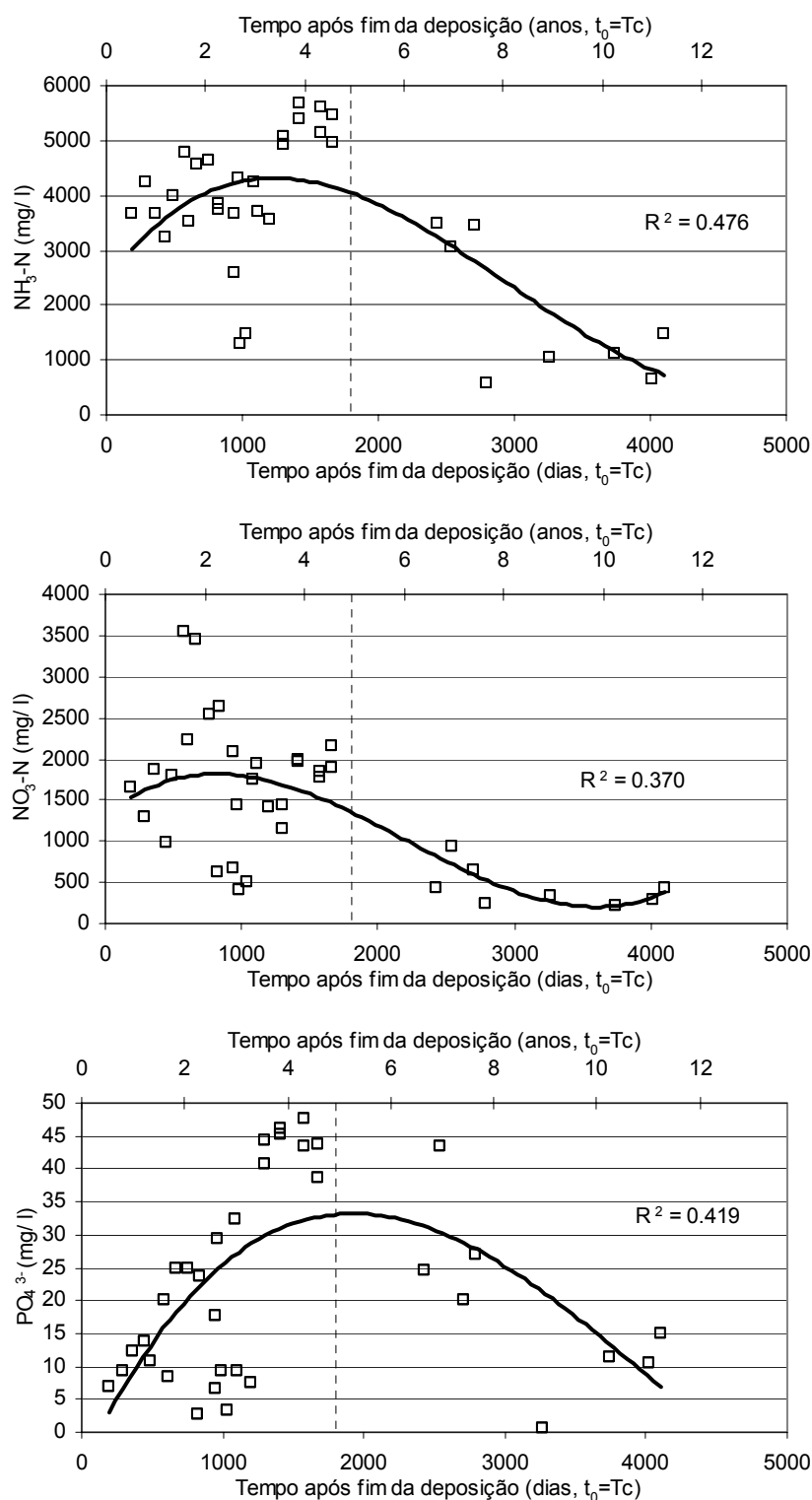


Figura 7.47 – Variação dos parâmetros químicos ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ ) do lixiviado do aterro de Sto Tirso em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

Os resultados dos parâmetros químicos representados nas Figuras 7.42 a 7.47 apresentam uma grande dispersão, o que não é de estranhar, uma vez que o aterro sanitário se comporta como um sistema químico não isolado, permitindo que ações externas ao aterro possam condicionar irreversivelmente os teores dos diferentes parâmetros químicos do lixiviado, conferindo-lhes elevados níveis de variabilidade. Por esta razão, as variações dos parâmetros químicos assinaladas nestas figuras deverão ser interpretadas como

uma aproximação qualitativa, ou quando muito semi-quantitativa, do comportamento químico do lixiviado com a idade do aterro.

Note-se ainda que as variações de parâmetros apresentadas na Figura 7.41 são apenas qualitativas e foram obtidas essencialmente a partir do estudo de lixiviados produzidos em laboratório. Na verdade, a identificação das fases de decomposição dos resíduos de um aterro sanitário a partir da caracterização química dos lixiviados produzidos é extremamente difícil, já que, por um lado, é usual verificar-se a ocorrência em simultâneo das várias fases de decomposição, a diferentes profundidades ou em distintas zonas do aterro, e, por outro, as variações da composição dos lixiviados dependem significativamente das condições existentes no aterro, pelo que as respectivas variações tendem a ser específicas para cada aterro (McBean *et al*, 1995).

Apesar do exposto, e considerando as curvas de variação da Figura 7.41 e o apresentado no § 1.5, sabe-se que a composição dos lixiviados tende a ser mais agressiva durante as fases II e III (de transição e acetogénica), caracterizadas por elevados valores de CQO, CBO<sub>5</sub>, azoto amoniacal, ácidos gordos e nutrientes dissolvidos (no presente caso, iões de nitrato e de fósforo) e por baixos valores de pH e alcalinidade.

Tendo presente estas características e analisando as curvas de variação dos vários parâmetros determinados (obtidas por ajuste de funções polinomiais, Figuras 7.42 a 7.47), verifica-se que a maior parte dos parâmetros (nomeadamente CQO, CBO<sub>5</sub>, azoto amoniacal, nitrato e fósforo) registaram variações de valores relativamente coincidentes entre si, as quais tendem a aumentar até períodos da ordem dos 2 a 3 anos após o fim da deposição e a manterem-se elevados até cerca de 5 anos após o fim da deposição (linhas a tracejado nas Figuras 7.42 a 7.47), o que corresponde a resíduos com idades médias da ordem dos 6,5 anos. Estes valores levariam a supor que até cerca de 5 anos após o fim da deposição, os resíduos se encontram essencialmente nas fases de transição e acetogénica, ou seja de actividade muito alta a intermédia, e que os resíduos de idade superior já se devem encontrar na fase metanogénica. Contudo, os valores de pH e alcalinidade, para os mesmos períodos de tempo, não são concordantes, já que em princípio deveriam corresponder a valores mais representativos de uma fase ácida. Na verdade, os vários registos de pH e alcalinidade apresentam sempre valores mais elevados, nunca representativos de uma fase ácida convencional. Estes valores poderão, de alguma forma, ter sido influenciados por uma produção precoce e excessiva de azoto amoniacal durante a fase ácida de decomposição dos resíduos sólidos, dado que o carácter alcalino do amoníaco opor-se-á à diminuição da alcalinidade e do pH.

É, também, interessante verificar que os limites indicados para as fases de decomposição a partir da caracterização química dos lixiviados são concordantes com os registos das temperaturas do corpo do aterro (§ 7.3.6). A comparação dos registos das temperaturas do aterro após o fim da deposição (Figura 7.38) com a variação da composição química dos lixiviados em função do tempo decorrido após o final da deposição (Figuras 7.45 a 7.47), permitem verificar que as temperaturas tendem a aumentar até cerca de 1,4 a 2 anos após o fim da deposição (fase muito activa), diminuindo depois progressivamente até atingirem temperaturas da ordem dos 35° ao fim de 5 a 6 anos, correspondentes ao fim da fase activa a intermédia de

decomposição (temperaturas da ordem dos 35° a 50°C; § 1.4.8 e § 1.5.2), e, para períodos superiores as temperaturas baixam para valores da ordem dos 25° a 35°C, característicos das fases menos activas de biodecomposição. Assim, os períodos de transição identificados a partir da caracterização química dos lixiviados e do registo das temperaturas do corpo do aterro são idênticos.

O mesmo se verifica ao comparar os dados das Figuras 7.42 a 7.44 com a evolução de  $k_h'$  ou dos pesos volúmicos das amostras em função da sua idade média (Figuras 7.5 e 7.15), isto é, o fim da fase mais activa parece estar associado a resíduos com idades médias da ordem dos 5,5 a 7 anos, ou os dados da Figuras 7.45 a 7.47 com a evolução dos pesos volúmicos médios em função do tempo decorrido após o fim da deposição (Figuras 7.24 a 7.28 e Figuras 7.30 e 7.31) em que os pesos volúmicos tendem a aumentar até períodos de tempo da ordem de 1,5 a 2 anos após o fim da deposição.

Apesar do exposto, realça-se que as conclusões apresentadas são apenas indicativas e se baseiam meramente numa comparação qualitativa entre as curvas representativas da evolução dos parâmetros químicos da Figura 7.41 e as resultantes do ajuste de funções polinomiais aos dados obtidos, pelo que, com base na informação disponível, não é possível definir com rigor os limites das várias fases de decomposição. A ausência de dados sobre as quantidades e composição química dos gases produzidos pelo aterro de Sto Tirso, limita a análise das fases de decomposição ocorrentes neste aterro, já que existe uma relação directa entre as características dos lixiviados e do biogás produzidos por um aterro sanitário e a sua análise conjunta permitiria, sem dúvida, aferir melhor as várias fases de biodecomposição ocorrentes.

## 7.5 SINOPSE

No presente capítulo procedeu-se à análise dos parâmetros físicos e químicos dos resíduos determinados a partir dos ensaios de laboratório e *in situ* e da monitorização do aterro, e à comparação dos respectivos resultados, quer entre si, quer com os valores correspondentes publicados. Tentou-se ainda, sempre que possível, correlacionar alguns destes parâmetros entre si e analisar a sua evolução em função, quer da idade dos resíduos e do tempo decorrido desde o início ou o fim da deposição no aterro sanitário de Sto Tirso, quer de outros factores considerados condicionantes. Por fim, com base nas observações e correlações apresentadas, tentou-se identificar alguns aspectos comportamentais comuns bem como tendências gerais de comportamento.

No capítulo seguinte far-se-á uma análise idêntica no que concerne aos parâmetros mecânicos dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso.

## **CAPÍTULO 8. PROPRIEDADES MECÂNICAS DOS RESÍDUOS. ANÁLISE DE RESULTADOS**

### **8.1 INTRODUÇÃO**

Após a análise dos resultados obtidos através da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso (Capítulo 6) e dos resultados dos ensaios *in situ* e de laboratório (Capítulo 5), em termos de propriedades físicas e químicas dos resíduos (Capítulo 7), faz-se, no presente capítulo, uma análise desses resultados, em termos de propriedades mecânicas dos resíduos. Tal como o estudo efectuado no Capítulo 7, esta análise visa, essencialmente, a comparação dos valores obtidos para alguns parâmetros mecânicos através de diferentes metodologias, a avaliação de eventuais correlações entre estes e a comparação com os valores publicados na bibliografia. Tentar-se-á, ainda, identificar características comportamentais específicas dos resíduos e sua evolução ao longo do tempo.

Pelas mesmas razões indicadas no § 7.1, proceder-se-á à caracterização de algumas das propriedades mecânicas dos resíduos e, sempre que possível, estas serão associadas à idade dos resíduos depositados e à sua composição.

### **8.2 COEFICIENTES DE COMPRESSIBILIDADE**

Os mecanismos que governam a compressibilidade dos resíduos são bastante mais complexos do que os dos solos, pois tratam-se de materiais com elevado índice de vazios inicial, constituídos por diferentes tipos de materiais e em que algumas das suas partículas são muito deformáveis, degradáveis ou frágeis.

Apenas alguns destes mecanismos estão associados a acções mecânicas, como seja a aplicação de sobrecargas (novas camadas de resíduos e materiais de cobertura) que, tal como nos materiais granulares, conduz à distorção, flexão, esmagamento e reorientação das partículas, ou a fenómenos de fluência mecânica sob carga constante.

Para além destes, existem ainda os mecanismos associados à erosão ou arrastamento das partículas de menor dimensão para os macroporos existentes nos resíduos, à degradação físico-química de alguns materiais inorgânicos, e aos processos de biodecomposição da matéria orgânica que se traduzem numa transferência de massa do estado sólido para líquido e gasoso e numa desagregação ou diminuição parcial do tamanho das partículas sólidas.

Os vários mecanismos referidos interagem entre si o que se traduz num acréscimo dos fenómenos de compressibilidade.

Apesar do exposto, é comum tentar caracterizar a compressibilidade dos resíduos a partir de parâmetros equivalentes aos geralmente utilizados nos solos, nomeadamente através de índices de compressibilidade ou, mais frequente, através de coeficientes de compressibilidade (devido à dificuldade em avaliar os valores iniciais dos índices de vazios e a sua evolução). Da mesma forma é usual considerar que os assentamentos dos resíduos ocorrem em três fases: imediatos, primários e secundários.

Segundo Sowers (1973) e vários outros autores, os assentamentos primários iniciam-se logo após aplicação das cargas, podendo durar cerca de 1 a 3 meses e, em parte, podem ser equiparados aos processos de consolidação sob carga constante dos solos. Estes assentamentos estão associados a processos mecânicos, como rearranjo estrutural e esmagamento das partículas sólidas, e à dissipação do acréscimo de pressões intersticiais gerado pelo carregamento, caso os resíduos estejam saturados.

Aos assentamentos secundários ou a longo prazo, estão associados os processos de fluência mecânica, decomposição bioquímica e alteração físico-química, sendo geralmente a sua duração superior a períodos de 10 anos. A intensidade destes processos não é constante ao longo do tempo, em particular dos processos de biodecomposição, resultando na definição de dois ou mais coeficientes de compressão secundária distintos em função da velocidade com que os assentamentos ocorrem.

De seguida, apresentam-se os valores dos coeficientes de compressibilidade determinados a partir dos diferentes tipos de dados disponíveis: ensaios de laboratório, ensaios *in situ* e monitorização do aterro.

### 8.2.1 Coeficiente de compressão primária

A determinação dos coeficientes de compressão primária foi efectuada a partir de diferentes tipos de dados: ensaios laboratoriais de caracterização mecânica (§ 5.3.3); monitorização do aterro (Estação A), a partir do registo dos assentamentos do aterro e das tensões efectivas verticais determinadas com base nas células de pressão e nos piezómetros (§ 6.5 e 6.6); e ensaios *in situ* de carga em placa em profundidade (§ 5.2.4). Apesar de as condições de confinamento lateral serem diferentes nos vários casos, ou seja, o significado físico destes coeficientes de compressibilidade não é exactamente o mesmo para as várias situações, considerou-se interessante proceder à sua determinação e comparação dos resultados. Os resultados obtidos e sua análise são apresentados em seguida.

#### Ensaio de laboratório

Os índices e coeficientes de compressão primária determinados a partir dos ensaios edométricos foram já apresentados no § 5.3.3.1 (Quadro 5.5 e Figura 5.51).

Optou-se por apresentar a determinação deste parâmetro a partir dos resultados da fase de consolidação dos ensaios triaxiais das amostras de resíduos e de matriz (§ 5.3.3.2), salientando-se, no entanto, que:

- i) não se obtém um coeficiente de compressão no sentido convencional (em que as amostras estão confinadas lateralmente), mas sim a um coeficiente equivalente que representa a compressibilidade global ou volumétrica da amostra;
- ii) os resultados devem ser entendidos apenas como uma aproximação, uma vez que a fase de consolidação de cada amostra foi realizada sob níveis de tensão reduzidos (comparativamente com os ensaios edométricos) e sob diferentes provetes, cujas características iniciais, apesar de idênticas, apresentam algumas diferenças, nomeadamente em termos de índice de vazios inicial e peso volúmico.

As Figuras 8.1 (que representa os índices de vazios no fim da consolidação em função das respectivas tensões de consolidação) e 8.2 mostram os resultados obtidos.



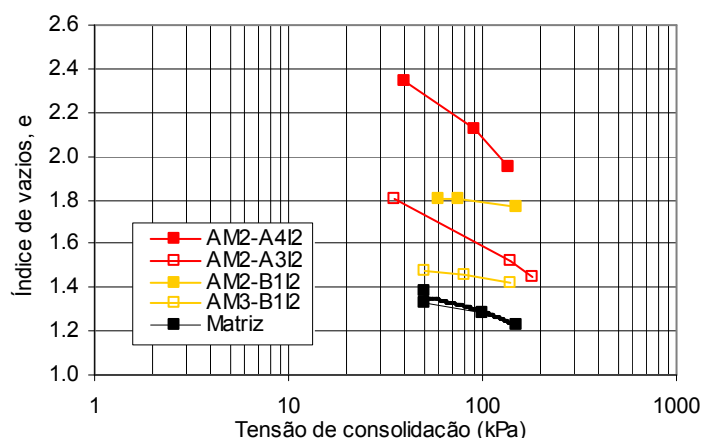


Figura 8.1 – Curvas de variação do índice de vazios em função da tensão de consolidação dos ensaios triaxiais.

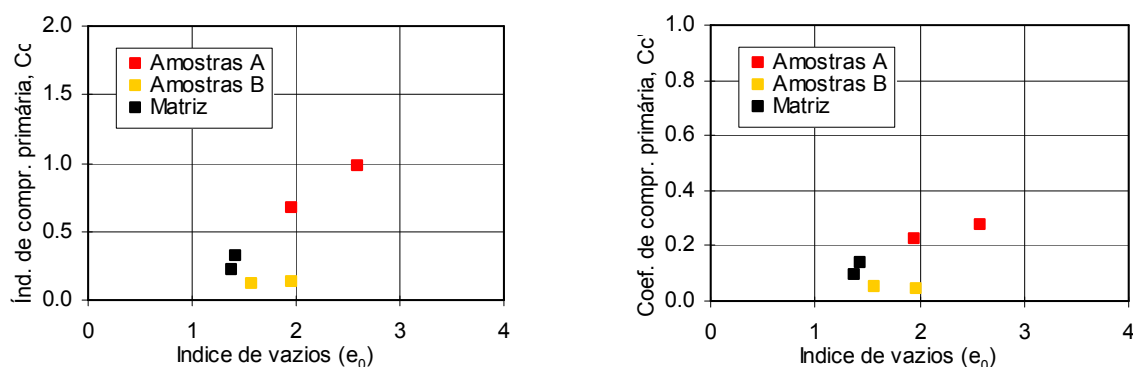


Figura 8.2 – Variação dos índices e coeficientes de compressão primária em função do índice de vazios inicial, determinados a partir dos ensaios triaxiais.

Na Figura 8.3 apresenta-se os valores dos índices e coeficientes de compressão primária determinados a partir dos ensaios edométricos e a sua aproximação definida através de ensaios triaxiais, bem como os valores obtidos por outros autores e os limites propostos por Sowers (1973). Verifica-se que os valores obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso são da mesma ordem de grandeza dos determinados por outros autores e se inserem nos limites propostos por Sowers. Os limites propostos por este último autor estão associados a um maior teor em matéria orgânica dos resíduos e a condições mais favoráveis de decomposição (limite superior  $Cc=0,55e_0$ ) ou a menores teores em matéria orgânica e condições mais desfavoráveis de decomposição (limite inferior  $Cc=0,13e_0$ ), facto que está de acordo com os dados obtidos no presente estudo, onde os valores mais elevados correspondem aos das amostras mais recentes.

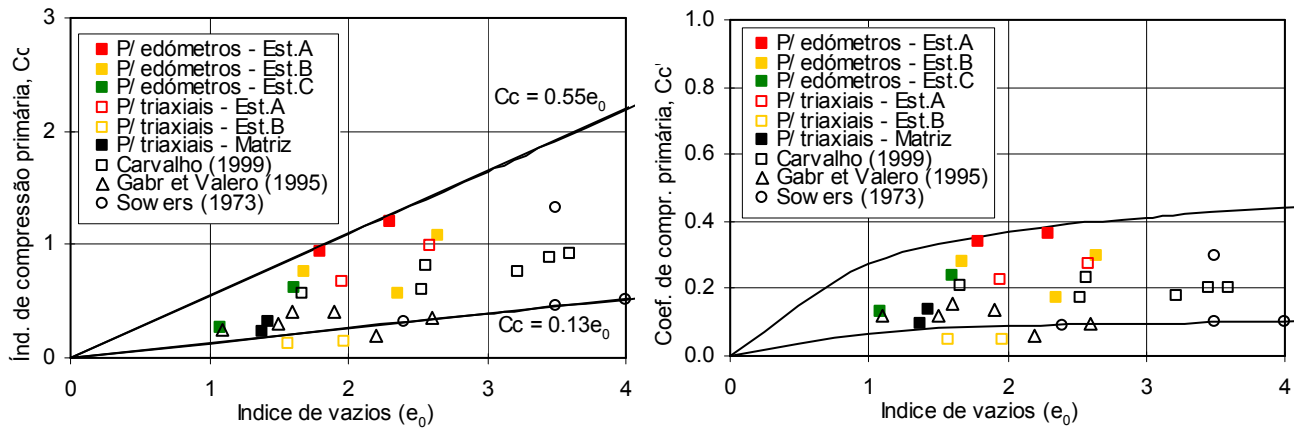


Figura 8.3 – Índices e coeficientes de compressão primária determinados para o aterro de Sto Tirso a partir dos ensaios de laboratório e publicados por outros autores, em função do índice de vazios inicial.

### Monitorização

Tendo por base a Equação 8.1 e os dados da monitorização do aterro, procedeu-se à determinação dos coeficientes de compressão primária, não sendo possível avaliar os respectivos índices de compressão uma vez que se desconhecem os índices de vazios médios iniciais dos resíduos *in situ* e a sua evolução no tempo.

$$\frac{\Delta H_p}{H_0} = Cc' \cdot \log \frac{\sigma'_v + \Delta \sigma'_v}{\sigma'_v} \quad (8.1)$$

A determinação deste parâmetro a partir da monitorização do aterro foi efectuada de duas formas:

- a partir dos registos dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico) e das tensões verticais efectivas (células de pressão e piezómetros);
- a partir dos registos dos assentamentos do corpo do aterro (aranhas e placas magnéticas) e das tensões verticais efectivas (células de pressão e piezómetros).

Os dados que a seguir se apresentam referem-se apenas à Estação A, a única em que houve deposição de novas camadas.

a) *Coefficientes de compressão primária determinados a partir do registo dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico)*

Considerando a Figura 8.4, que representa, de forma esquemática, os assentamentos primários registados a partir do controlo topográfico do topo do aterro e os parâmetros geométricos associados à determinação do coeficiente de compressão primária, a Equação 8.1 transforma-se em:

$$\frac{\Delta H_{pj}}{H(t_m^{ult} j - 1)} = Cc' \cdot \log \frac{\sigma'_v \left[ 1/2H(t_m^{ult} j - 1) \right] + \Delta \sigma'_v \left[ (t_{cj}) - (t_m^{ult} j - 1) \right]}{\sigma'_v \left[ 1/2H(t_m^{ult} j - 1) \right]} \quad (8.2)$$

Em que  $\Delta H_{pj}$  é o assentamento primário registado no topo do aterro após a deposição da camada  $j$  (resultante da compressão primária das camadas 1 a  $j-1$  por acção da sobrecarga devida à deposição da camada  $j$ );  $H(t_m^{ult} j - 1)$  é a altura do aterro antes de se iniciar a deposição da camada  $j$ ;  $Cc'$  o coeficiente de

compressão primária;  $\sigma'_v[1/2H(t_m^{ultj}-1)]$  é a tensão vertical efectiva a meio da altura do aterro antes de se iniciar a deposição da camada  $j$ ; e  $\Delta\sigma'_v[(t_{cj})-(t_m^{ultj}-1)]$  é o acréscimo de tensão efectiva vertical devido à deposição da camada  $j$ .

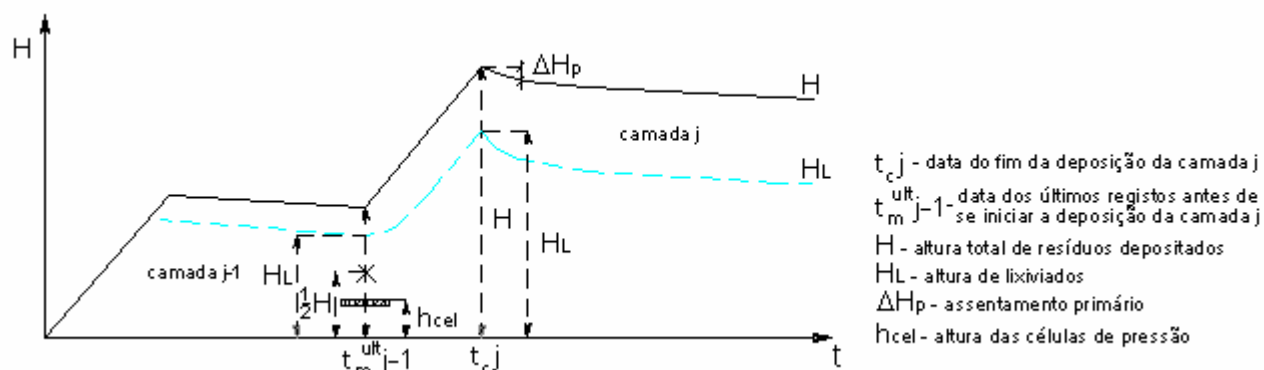


Figura 8.4 – Parâmetros geométricos associados à determinação do coeficiente de compressão primária a partir do topo do aterro.

Os assentamentos registados no topo do aterro, após a deposição de uma nova camada, correspondem ao somatório dos assentamentos primários e secundários registados pelas várias camadas que constituem a coluna de resíduos (considerando que os assentamentos imediatos ocorrem apenas durante o período de deposição). Tal como referido por Wall & Zeiss (1995), a diferenciação dos assentamentos primários dos secundários é difícil de efectuar devido à elevada deformabilidade do “esqueleto” sólido e ao facto de os processos de biodecomposição se iniciarem logo após a deposição dos resíduos, o que leva a que os dois tipos de assentamentos possam ocorrer em simultâneo. Apesar do exposto, tentou-se separar os dois tipos de assentamento, através do seguinte procedimento:

- realização de curvas assentamento – logaritmo do tempo, em que  $t_0$  corresponde ao fim da deposição da camada  $j$  em análise ( $t_{cj}$ ) e  $H_0$  é a altura total da coluna de resíduos no final da deposição da camada  $j$ , ou seja,  $H(t_{cj})$ ; (no § 8.2.2, Figuras 8.16 a 8.19, são apresentadas as respectivas curvas de assentamento em função do tempo);
- identificação, a partir das curvas traçadas, do trecho correspondente aos assentamentos “primários” (que na verdade corresponderão ao somatório dos assentamentos primários das camadas 1 a  $j-1$  e secundários das camadas 1 a  $j$ );
- cálculo do valor do assentamento secundário da coluna de resíduos no intervalo de tempo correspondente aos assentamentos “primários”, através do valor médio do coeficiente compressão secundária correspondente à fase de deposição (§ 8.2.2);
- cálculo do assentamento primário,  $\Delta H_p$ , por subtracção, ao valor do assentamento “primário” determinado a partir do topo do aterro, da parcela correspondente relativa aos assentamentos secundários.

Como a maior parte dos valores de  $Cc'$  publicados, definidos com base no controlo topográfico de aterros, foram determinados considerando os assentamentos “primários”, ou seja, sem subtrair os assentamentos

secundários correspondentes, no presente trabalho apresentam-se os resultados obtidos considerando as duas situações: assentamentos primários obtidos a partir dos registos do topo do aterro e subtraindo os respectivos assentamentos secundários,  $Cc'$ ; e assentamentos “primários” obtidos directamente a partir dos registos do topo do aterro, isto é, sem subtrair os assentamentos secundários,  $Cc''$ .

As tensões efectivas verticais foram determinadas para cada caso considerando os valores obtidos pela monitorização do aterro, para a data em análise e a respectiva altura das células, e somados ou subtraídos das tensões efectivas correspondentes à diferença de altura entre o ponto em análise  $[1/2H(t_m^{ult}j-1)]$  e a posição das células, as quais foram calculadas com base em valores médios do peso volúmico (Quadro 8.1). Assim, nos casos em que a meia altura do aterro era inferior à altura das células  $(1/2H(t_m^{ult}j-1) < h_{cel}(t_m^{ult}j-1))$ , a tensão vertical efectiva correspondente ao meio do aterro à data de início da deposição da camada  $j$ , foi calculada por uma das seguintes equações:

- Equação 8.3, se a altura de lixiviado era igual ou superior à altura da célula;
- Equação 8.4, se a altura de lixiviado era inferior a metade da altura total de resíduos;
- Equação 8.5, se a altura de lixiviado se situava entre a altura da célula e a metade da altura total de resíduos.

Ou seja, para  $1/2H(t_m^{ult}j-1) < h_{cel}(t_m^{ult}j-1)$ , tem-se:

$$\sigma'_v [1/2H(t_m^{ult}j-1)] = \sigma'_{v,cel} + [h_{cel}(t_m^{ult}j-1) - 1/2H(t_m^{ult}j-1)]\gamma_{sat} \quad (8.3)$$

$$se \quad H_{lix}(t_m^{ult}j-1) \geq h_{cel}(t_m^{ult}j-1)$$

$$\sigma'_v [1/2H(t_m^{ult}j-1)] = \sigma'_{v,cel} + [h_{cel}(t_m^{ult}j-1) - 1/2H(t_m^{ult}j-1)]\gamma \quad (8.4)$$

$$se \quad H_{lix}(t_m^{ult}j-1) < 1/2H(t_m^{ult}j-1)$$

$$\sigma'_v [1/2H(t_m^{ult}j-1)] = \sigma'_{v,cel} + [h_{cel}(t_m^{ult}j-1) - H_{lix}(t_m^{ult}j-1)]\gamma + [H_{lix}(t_m^{ult}j-1) - 1/2H(t_m^{ult}j-1)]\gamma_{sat} \quad (8.5)$$

$$se \quad 1/2H(t_m^{ult}j-1) < H_{lix}(t_m^{ult}j-1) < h_{cel}(t_m^{ult}j-1)$$

De modo análogo, nos casos em que a meia altura do aterro à data de início da deposição da camada  $j$  era superior à altura das células,  $1/2H(t_{c,j-1}) > h_{cel}(t_{c,j-1})$ , a tensão vertical efectiva correspondente à meia altura do aterro, foi calculada por uma das seguintes equações:

- Equação 8.6, se a altura de lixiviado era igual ou superior à altura da célula;
- Equação 8.7, se a altura de lixiviado era inferior a metade da altura total de resíduos;

- Equação 8.8, se a altura de lixiviado se situava entre a altura da célula e a metade da altura total de resíduos.

Ou seja, para  $1/2H(t_m^{ult}j-1) > h_{cel}(t_m^{ult}j-1)$ , tem-se:

$$\sigma'_v \left[ 1/2H(t_m^{ult}j-1) \right] = \sigma'_{v,cel} - \left[ 1/2H(t_m^{ult}j-1) - h_{cel}(t_m^{ult}j-1) \right] \gamma_{sat} \quad (8.6)$$

$$se \quad H_{lix}(t_m^{ult}j-1) \geq 1/2H(t_m^{ult}j-1)$$

$$\sigma'_v \left[ 1/2H(t_m^{ult}j-1) \right] = \sigma'_{v,cel} - \left[ 1/2H(t_m^{ult}j-1) - h_{cel}(t_m^{ult}j-1) \right] \gamma \quad (8.7)$$

$$se \quad H_{lix}(t_m^{ult}j-1) < h_{cel}(t_m^{ult}j-1)$$

$$\sigma'_v \left[ 1/2H(t_m^{ult}j-1) \right] = \sigma'_{v,cel} - \left[ H_{lix}(t_m^{ult}j-1) - h_{cel}(t_m^{ult}j-1) \right] \gamma_{sat} - \left[ 1/2H(t_m^{ult}j-1) - H_{lix}(t_m^{ult}j-1) \right] \gamma \quad (8.8)$$

$$se \quad h_{cel}(t_m^{ult}j-1) < H_{lix}(t_m^{ult}j-1) < 1/2H(t_m^{ult}j-1)$$

Por sua vez, o acréscimo de tensão associado à deposição da camada  $j$  corresponde à diferença entre os valores das tensões verticais efectivas registados pelas células para os tempos  $t_{cj}$  e  $t_m^{ult}j-1$ , ou seja, à diferença entre os valores registados logo após e imediatamente antes da deposição da camada  $j$ , e pode ser expresso pela Equação 8.9.

$$\Delta \sigma'_v \left[ (t_{cj}) - (t_m^{ult}j-1) \right] = \sigma'_{v,cel}(t_{cj}) - \sigma'_{v,cel}(t_m^{ult}j-1) \quad (8.9)$$

Na impossibilidade de diferenciar, a partir dos valores das tensões verticais monitorizados, os pesos volúmicos saturados e aparentes da coluna de resíduos, foi necessário definir previamente os valores dos pesos volúmicos a considerar para efeito do cálculo das tensões (Quadro 8.1), já que a posição de registo destas a partir das células raramente é coincidente com a necessária para os cálculos dos coeficientes de compressibilidade (meio da camada ou da coluna de resíduos) ou, no caso da Subestação A4, em que não houve registo de tensões a partir de células. A definição dos pesos volúmicos foi efectuada por um processo iterativo, em que os valores a utilizar foram sendo ajustados tendo presente o exposto no § 7.3.5.1 e de forma a que as diferenças entre as tensões efectivas determinadas a partir dos vários conjuntos de células de pressão ( $\sigma'_{v,cel}$ ) e as calculadas, para a mesma profundidade e instante, a partir dos pesos volúmicos considerados ( $\sigma'_{v,calc}$ ) fossem mínimas.

Sabendo-se que os pesos volúmicos médios tendem, por um lado, a aumentar com o tempo decorrido ou com a idade média dos resíduos depositados (em particular para idades médias superiores a 1,5 a 2 anos) e, por outro, que os resíduos mais superficiais (até cerca de 3 m de profundidade) apresentam menores pesos volúmicos (§ 7.3.5.1), diferenciaram-se os resíduos em termos da sua profundidade ( $>$  e  $\leq 3$ m) e em termos da sua idade: resíduos acabados de depositar (“camada nova”); resíduos com idade média inferior a

1,5 anos e resíduos com idade média superior a 1,5 anos. No Quadro 8.1 são apresentados os valores médios dos pesos volúnicos total e saturado considerados para cada situação.

Quadro 8.1 – Valores médios dos pesos volúnicos totais e saturados considerados no cálculo das tensões efectivas verticais.

	Camada nova		Idade média $\leq 1,5$ anos		Idade média $> 1,5$ anos	
	Prof. $\leq 3$ m	Prof. $> 3$ m	Prof. $\leq 3$ m	Prof. $> 3$ m	Prof. $\leq 3$ m	Prof. $> 3$ m
$\gamma_{\text{sat}}(\text{kN/m}^3)$	10	11	12	13	13	16
$\gamma(\text{kN/m}^3)$	8	9	10	11	11	13

Na Figura 8.5 apresentam-se as diferenças obtidas entre  $\sigma'_{v,\text{calc}}$  e  $\sigma'_{v,\text{cel}}$  para os instantes correspondentes a  $t_{c,j}$  (fim da deposição da camada  $j$ ) e  $t_{m^{\text{ult}}},j-1$  (último registo da camada  $j-1$  antes de se iniciar a deposição da camada  $j$ ) em cada subestação em que se procedeu à instalação de células de pressão.

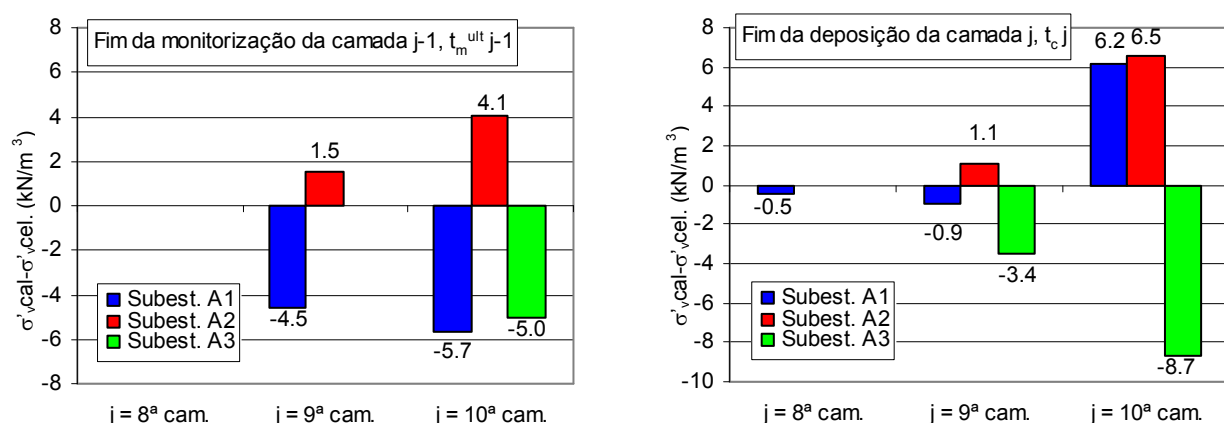


Figura 8.5 – Diferenças entre os valores de  $\sigma'_v$  obtidos a partir dos registos das células de pressão e os calculados a partir dos pesos volúnicos médios considerados.

Os coeficientes de compressão primária ( $Cc'$  e  $Cc''$ ) resultantes da deposição das várias camadas em cada subestação são apresentados no Quadro 8.2, bem como as respectivas alturas do aterro, tensões efectivas verticais e assentamentos primários correspondentes a  $Cc'$  ( $\Delta H_{pj}$ ) e  $Cc''$  ( $\Delta H_{pj}''$ ).

Quadro 8.2 – Resumo dos coeficientes de compressão primária determinados a partir do registo dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico).

Subest.	Nº camadas depositadas (1 a j-1)	Idade média (à data $\Delta H_p$ ) (dias)	H ( $t_{m^{\text{ult}}},j-1$ ) (m)	1/2H ( $t_{m^{\text{ult}}},j-1$ ) (m)	$\sigma'_{v,1/2H} (t_{m^{\text{ult}}},j-1)$ ( $\text{kN/m}^2$ )	Nº camada sobrecarga (j)	Hj (m)	$\Delta\sigma'_v$ ( $\text{kN/m}^2$ )	$\Delta H_{pj}$ (m)	$\Delta H_{pj}''$ (m)	$Cc'$	$Cc''$
A1	7ª	206	3.062	1.531	8.8	8ª	4.641	1.3	0.040	0.050	0.215	0.270
	7ª+8ª	405	7.082	3.541	24.0	9ª	4.221	18.5	0.188	0.206	0.107	0.177
	7ª+8ª+9ª	553	10.589	5.295	60.5	10ª	3.733	20.6	0.479	0.497	0.356	0.369
A2	7ª	305	5.390	2.695	11.7	8ª	5.491	9.4	0.228	0.270	0.165	0.195
	7ª+8ª	448	10.090	5.045	23.3	9ª	4.410	17.7	0.386	0.410	0.156	0.166
	7ª+8ª+9ª	589	13.200	6.600	54.0	10ª	2.430	19.0	0.346	0.350	0.200	0.203
A3	6ª+7ª	455	7.841	3.921	18.2	8ª	5.020	9.4	0.478	0.500	0.338	0.354
	6ª+7ª+8ª	618	11.731	5.866	47.7	9ª	2.469	16.9	0.303	0.319	0.196	0.206
A4	5ª+6ª (A4Pinf)	1100	10.194	5.097	24.8	7ª	6.384	57.8	0.850	0.854	0.159	0.160
	5ª+6ª (A4I <sub>1</sub> )	1109	10.036	5.018	23.0	7ª	6.246	56.6	0.752	0.756	0.139	0.140

*b) Coeficientes de compressão primária determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro (placas e aranhas magnéticas)*

A Figura 8.6 ilustra, de forma esquemática, os assentamentos primários registados a partir das placas ou aranhas magnéticas e os parâmetros geométricos associados à determinação do coeficiente de compressão primário por controlo dos assentamentos do corpo do aterro. A determinação dos coeficientes de compressão primária a partir do controlo dos assentamentos do corpo do aterro foi efectuada de forma análoga aos apresentados na alínea a), no entanto, neste caso, consideraram-se os assentamentos da coluna de resíduos subjacente à placa ou aranha magnética e a tensão vertical efectiva correspondente a meia altura desta coluna de resíduos.

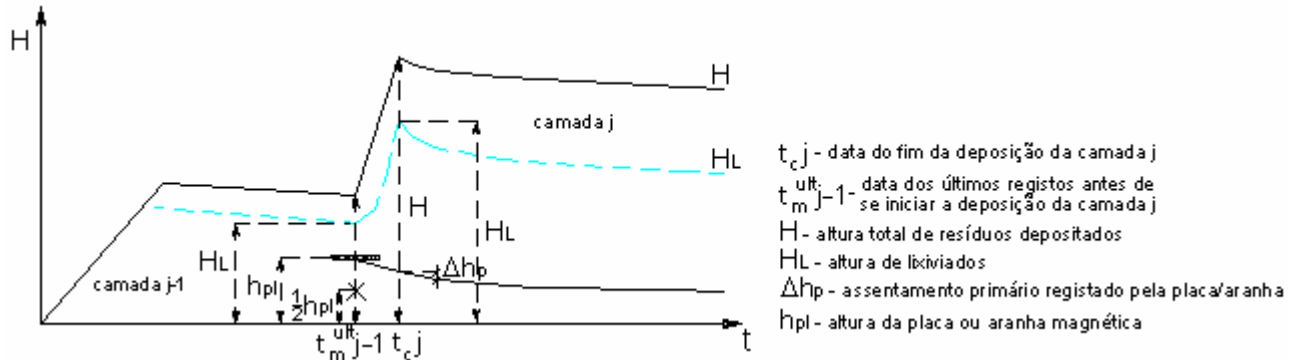


Figura 8.6 – Parâmetros geométricos associados à determinação do coeficiente de compressão primário a partir do corpo do aterro.

Neste caso, a Equação 8.1 transforma-se em:

$$\frac{\Delta h_{pj}}{h_{pl}(t_{cj})} = Cc' \cdot \log \frac{\sigma'_v \left[ 1/2h_{pl}(t_{m^{ult} j-1}) \right] + \Delta \sigma'_v \left[ (t_{cj}) - (t_{m^{ult} j-1}) \right]}{\sigma'_v \left[ 1/2h_{pl}(t_{m^{ult} j-1}) \right]} \quad (8.10)$$

Em que,  $\Delta h_{pj}$  é o assentamento primário registado pela placa ou aranha magnética após a deposição da camada j (resultante da compressão primária da coluna de resíduos subjacente à placa magnética por acção da sobrecarga devida à deposição da camada j);  $h_{pl}(t_{cj})$  é a altura da placa/aranha no fim da deposição da camada j;  $Cc'$  é o coeficiente de compressão primária;  $\sigma'_v[1/2h_{pl}(t_{m^{ult} j-1})]$  é a tensão vertical efectiva a meio da altura da coluna de resíduos subjacente à placa/aranha antes de se iniciar a deposição da camada j; e  $\Delta \sigma'_v[(t_{cj}) - (t_{m^{ult} j-1})]$  é o acréscimo de tensão efectiva vertical devido à deposição da camada j.

Os assentamentos registados a partir das placas e aranhas magnéticas correspondem ao somatório dos assentamentos imediatos (durante a deposição), primários (durante a deposição e até um período de tempo relativamente curto após a sua finalização) e secundários (antes e durante a deposição da nova camada e até um longo período de tempo após) da coluna de resíduos subjacente à placa ou aranha magnética. Na impossibilidade de diferenciar os 3 tipos de assentamentos e com o objectivo de os coeficientes de compressão primária obtidos a partir das placas e aranhas poderem ser comparados com os obtidos a partir dos assentamentos do topo do aterro, considerou-se que os processos de compressão imediata (resultantes da deposição e compactação dos novos resíduos) são os responsáveis pela maior parte dos assentamentos

registados durante o período de deposição, pelo que este período não foi considerado para determinação dos assentamentos primários.

Assim, à semelhança do realizado na alínea a), os assentamentos primários considerados no cálculo dos coeficientes de compressão primária ( $Cc'$ ) correspondem aos determinados a partir das curvas assentamento – logaritmo do tempo de cada placa após deposição da camada em causa, subtraídos dos assentamentos secundários correspondentes ao período de tempo em que ocorreram assentamentos primários. Ou seja, os assentamentos que ocorreram durante a deposição da camada não foram considerados por se entender que, pelo menos em grande parte, correspondem a assentamentos imediatos resultantes da deposição e da compactação dos novos resíduos, e aos assentamentos totais registados a partir do fim da deposição da camada foram subtraídos os relativos aos processos de compressão secundária.

De forma análoga ao efectuado na alínea a), apresentam-se também os coeficientes de compressão “primária” ( $Cc'$ ) determinados a partir dos assentamentos “primários” obtidos directamente a partir das placas (sem subtrair os assentamentos secundários correspondentes).

Nas Figuras 8.7 a 8.9 apresentam-se, para cada subestação, dois gráficos: um relativo aos assentamentos totais registados pelas placas e aranhas magnéticas em função do tempo decorrido desde o início da monitorização da subestação (A4) ou da deposição na subestação (A1 e A3), nos quais se indicam também os períodos de tempo correspondentes à deposição de novas camadas; e um segundo gráfico com as curvas assentamento – logaritmo do tempo traçadas para cada placa após deposição das camadas em análise (considerando  $h_{opl}$  a altura da placa à data do fim da deposição da camada j).

Relativamente ao cálculo das tensões efectivas verticais e ao acréscimo destas por deposição de uma nova camada, o procedimento utilizado é equiparável ao descrito na alínea a).

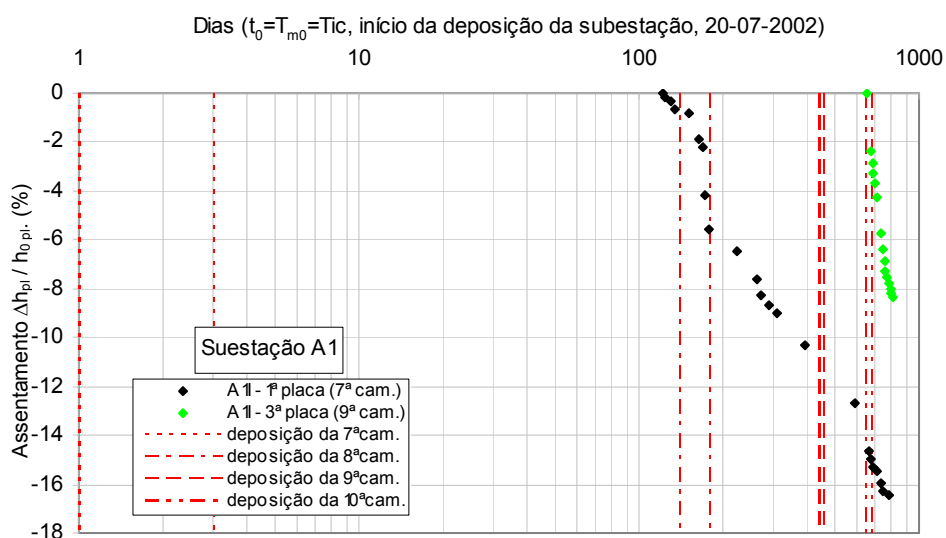


Figura 8.7 – Assentamentos das placas magnéticas da subestação A1 durante a fase de deposição (continua na página seguinte).



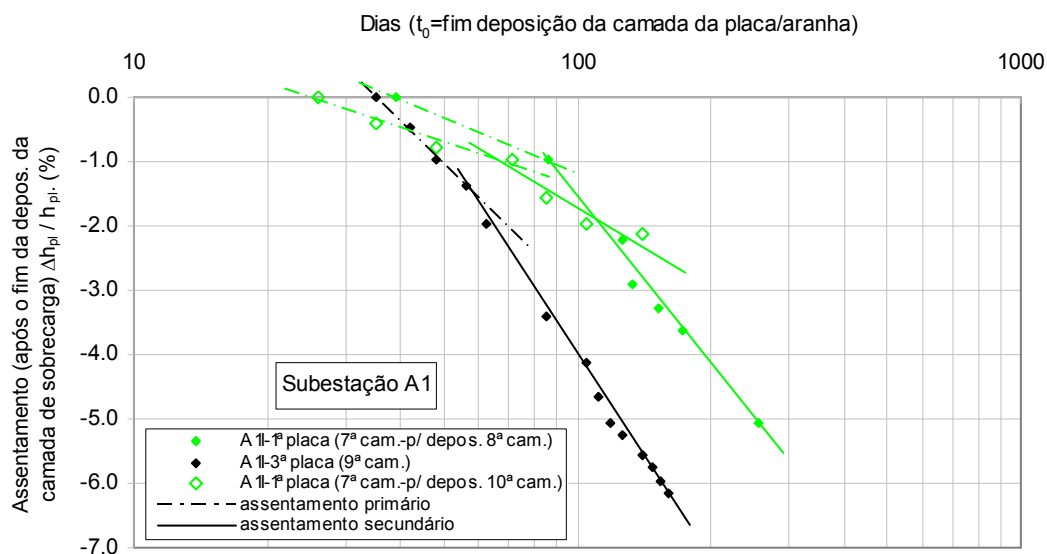


Figura 8.7 – Assentamentos das placas magnéticas da subestação A1 durante a fase de deposição (continuação).

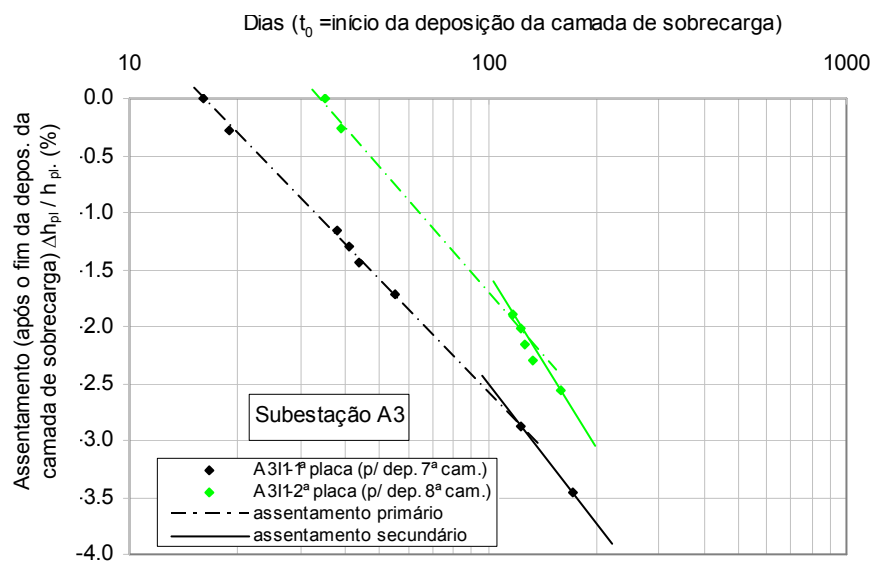
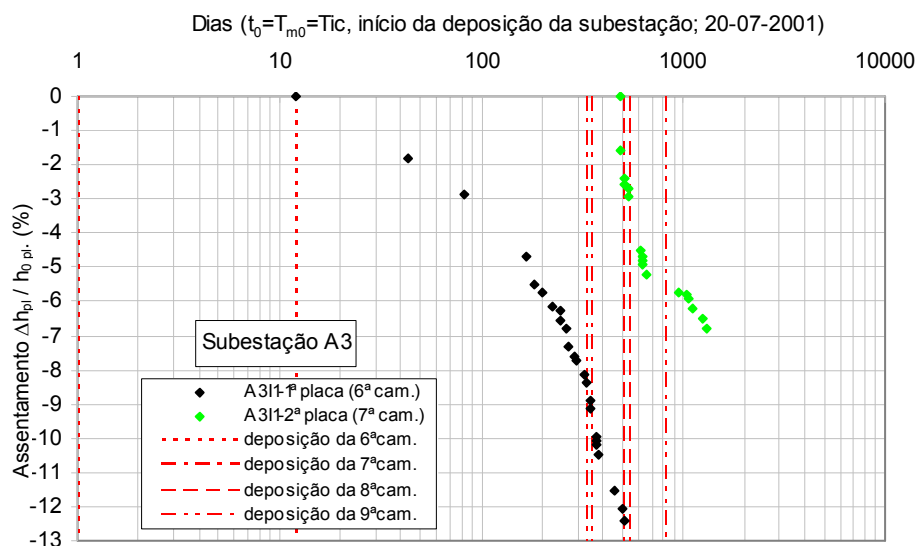


Figura 8.8 – Assentamentos das placas magnéticas da subestação A3 durante a fase de deposição.

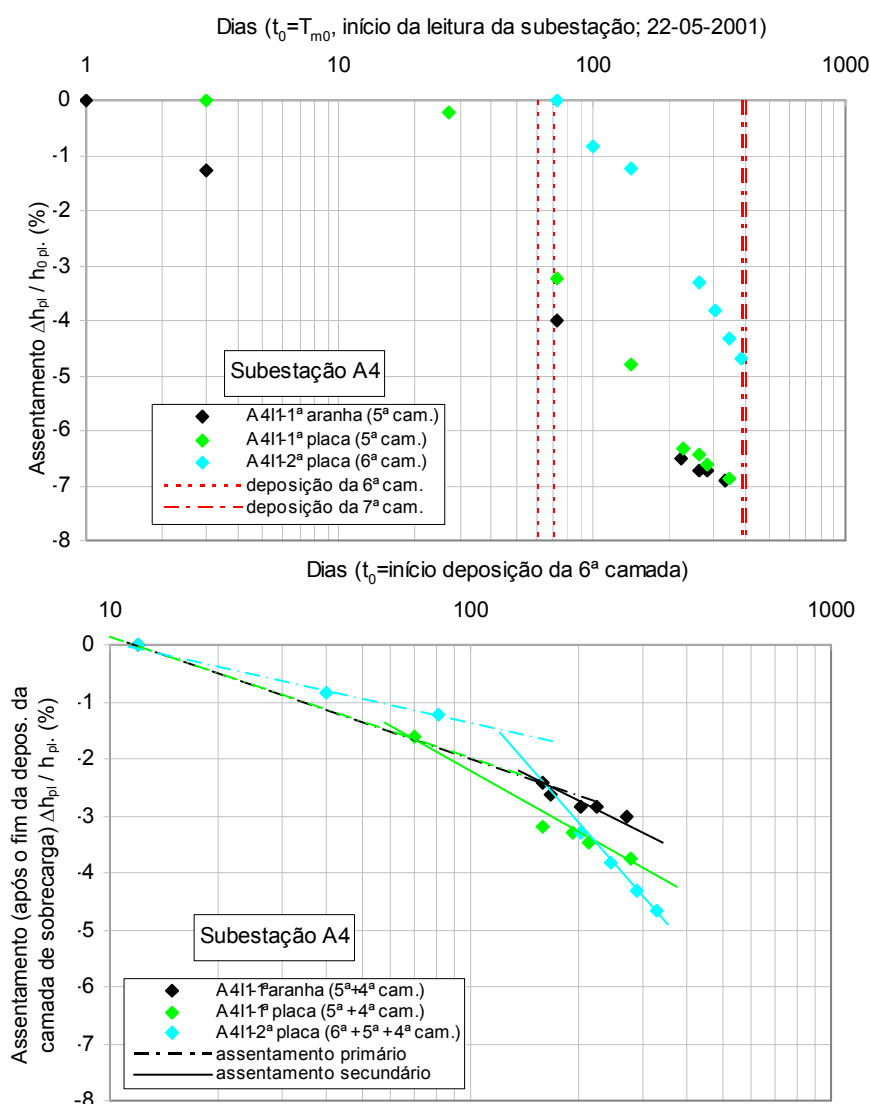


Figura 8.9 – Assentamentos das placas magnéticas da subestação A4 durante a fase de deposição.

No Quadro 8.3 apresentam-se os valores dos coeficientes de compressão primária ( $Cc'$  e  $Cc''$ ) resultantes da deposição das várias camadas em cada subestação, bem como as respectivas alturas iniciais das placas ou aranhas, tensões efectivas verticais e assentamentos primários (correspondentes a  $Cc'$  e  $Cc''$ ).

Quadro 8.3 – Resumo dos coeficientes de compressão primária determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro (placas e aranhas magnéticas).

Subest.	Nº camadas depositadas (1 a j-1)	Idade média (à data $\Delta h_p$ ) (dias)	$h_{pl}$ ( $t_d$ ) (m)	$1/2h_{pl}$ ( $t_d$ ) (m)	$\sigma'_{v1}/2h_{pl}$ ( $t_m^{ultj}-1$ ) ( $kN/m^2$ )	Nº camada sobrecarga (j)	$H_j$ (m)	$\Delta\sigma'_{v1}$ ( $kN/m^2$ )	$\Delta H_{pj}$ (m)	$\Delta H_{pj}''$ (m)	$Cc'$	$Cc''$
A1	7ª (1ª pl.)	262	2.81	1.41	9.1	8ª	4.64	1.33	0.027	0.027	0.161	0.161
	7ª (1ª pl.)	739	2.54	1.27	84.7	10ª	3.73	20.60	0.019	0.025	0.077	0.104
	7ª+8ª+9ª (3ª pl.)	529	10.03	5.02	62.2	10ª	3.73	20.60	0.112	0.138	0.090	0.111
A3	6ª (1ª pl.)	463	3.50	1.75	11.0	7ª	4.61	36.40	0.093	0.100	0.042	0.045
	6ª+7ª (2ª pl.)	489	7.42	3.71	19.8	8ª	4.82	7.56	0.129	0.150	0.124	0.144
A4	5ª+4ª (1ª ar.)	1091	4.57	2.28	24.5	6ª	3.40	28.96	0.108	0.111	0.070	0.071
	5ª+4ª (1ª pl.)	1014	7.18	3.59	20.6	6ª	3.40	28.96	0.113	0.116	0.041	0.042
	6ª+5ª+4ª (2ª pl.)	1059	9.5	4.75	46.1	6ª	1.11	8.85	0.139	0.143	0.192	0.197

### Ensaio *in situ*

Considerando os resultados dos ensaios de carga em placa em profundidade (§ 5.2.4), determinaram-se, à semelhança do realizado para os ensaios edométricos, as curvas assentamento – logaritmo da tensão aplicada (Figura 8.10) e os respectivos coeficientes de compressão primária que podem ser expressos pela Equação 8.11.

$$\frac{\Delta H}{H_1} = Cc' \cdot \log \frac{\sigma'_{v1} + \Delta \sigma'_v}{\sigma'_{v1}} \quad (8.11)$$

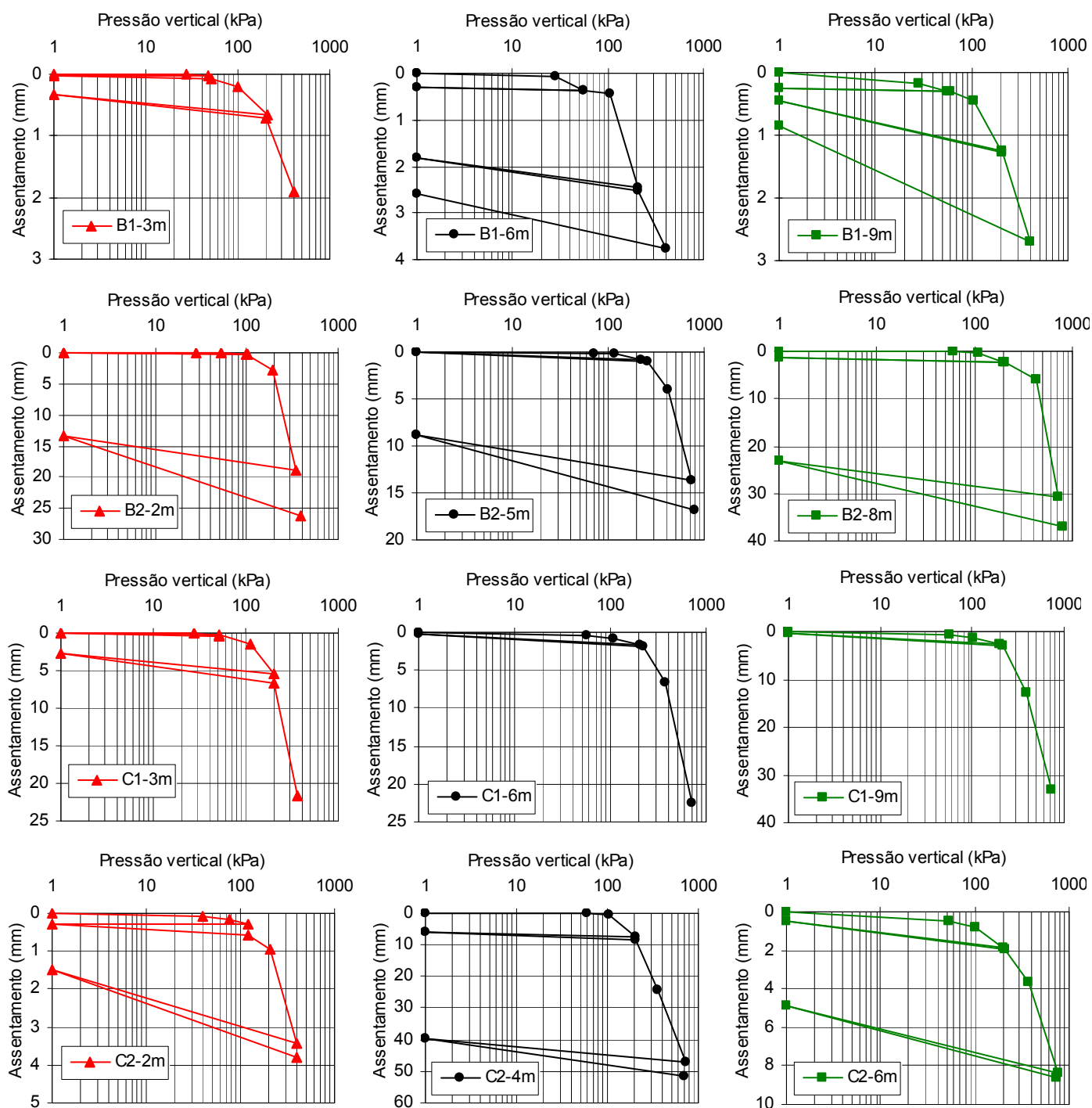
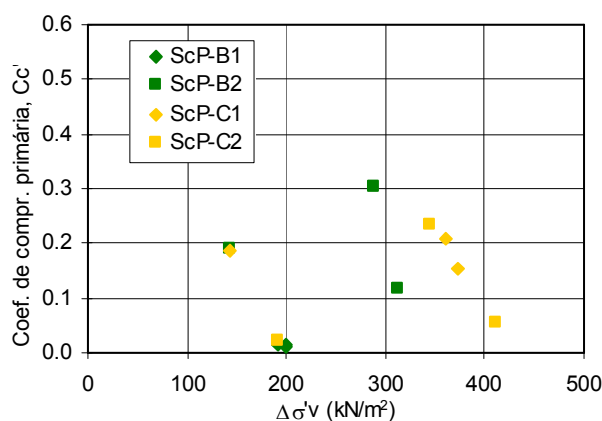


Figura 8.10 – Curvas assentamento-logaritmo da tensão aplicada dos ensaios de carga em placa em profundidade (Estações B e C).

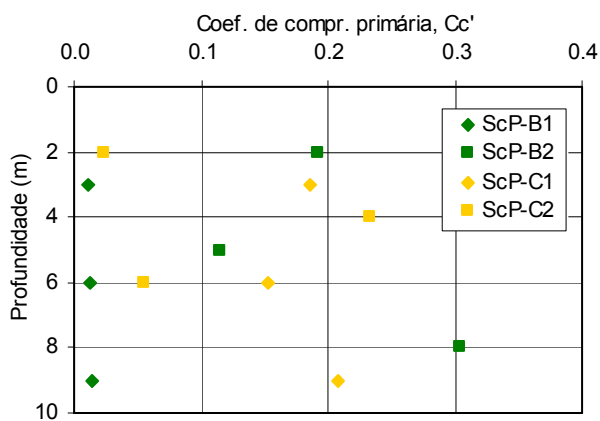
Para a determinação dos coeficientes de compressão primária considerou-se o trecho linear das curvas, correspondente aos últimos escalões de carga, e a altura inicial equivalente a duas vezes o diâmetro da placa. Os valores obtidos para  $C_c'$  bem como os respectivos escalões de carga ( $\sigma'_{v1}$  e  $\sigma'_{v2}$ ), encontram-se resumidos no Quadro 8.4 e na Figura 8.11, a qual não evidencia qualquer relação directa entre os valores de  $C_c'$  e o acréscimo de tensão aplicada ou a profundidade de realização dos ensaios. A determinação deste parâmetro a partir dos ensaios de carga em placa pressupõe condições de confinamento idênticas às existentes na determinação dos coeficientes de compressão a partir da monitorização do aterro, que, em princípio, serão intermédias entre as impostas por um ensaio edométrico (deformações horizontais nulas) e por um ensaio triaxial (deformações horizontais livres).

Quadro 8.4 – Resumo dos valores de  $C_c'$  determinados a partir dos ensaios de carga em placa em profundidade.

Ensaio Nº	$\Delta H$ (mm)	$\sigma'_{v1}$ (kN/m <sup>2</sup> )	$\sigma'_{v2}$ (kN/m <sup>2</sup> )	$C_c'$
ScP-B1-3	1.2	200	400	0.011
ScP-B1-6	1.3	208	400	0.013
ScP-B1-9	1.4	208	408	0.014
ScP-B2-2	16.2	192	336	0.192
ScP-B2-5	9.7	416	728	0.115
ScP-B2-8	24.6	400	688	0.304
ScP-C1-3	15.0	200	344	0.186
ScP-C1-6	15.9	368	740	0.152
ScP-C1-9	20.1	384	744	0.207
ScP-C2-2	2.3	204	396	0.023
ScP-C2-4	22.7	348	692	0.234
ScP-C2-6	6.4	360	772	0.056



(a)



(b)

Figura 8.11 – Coeficientes de compressão primária determinados a partir dos ensaios de carga em placa em profundidade em função: (a) do acréscimo da tensão vertical; (b) da profundidade do ensaio.

#### Resumo dos coeficientes de compressão primária

Na Figura 8.12 apresentam-se os valores dos coeficientes de compressibilidade determinados através da monitorização do aterro (a partir dos assentamentos “primários” obtidos pelo controlo topográfico e pelas placas e aranhas magnéticas subtraídos dos assentamentos secundários correspondentes,  $C_c'$ ), dos ensaios de carga em placa em profundidade e dos ensaios de laboratório (edométricos e triaxiais)

em função da idade média dos resíduos à data de determinação dos respectivos assentamentos primários.

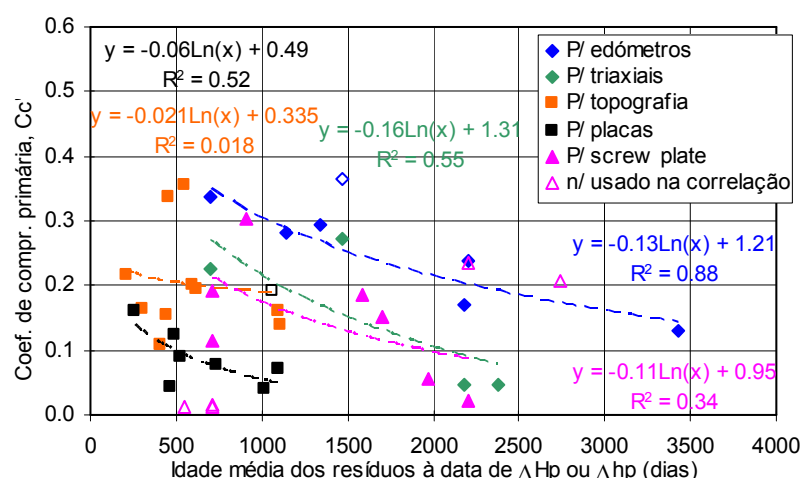


Figura 8.12 – Coeficientes de compressão primária determinados a partir de ensaios de laboratório e *in situ* e da monitorização do aterro em função da idade média dos resíduos.

A ordem de grandeza dos coeficientes de compressão primária ( $C_c'$ ) determinados através dos diferentes métodos é idêntica, situando-se a maior parte dos valores no intervalo de 0,084 a 0,221, com um valor médio de 0,162 e um valor máximo de 0,365. Apesar de a análise conjunta dos resultados não permitir identificar uma evolução deste parâmetro em função da idade média dos resíduos, observa-se que os coeficientes de compressão determinados pelo mesmo método tendem a diminuir de forma logarítmica com o aumento da idade dos resíduos. A diminuição dos valores dos coeficientes de compressão primária com o aumento da idade de resíduos foi também verificada por outros autores, como é o caso de Machado *et al* (2006b)) através da realização de ensaios edométricos de grande dimensão sobre amostras de resíduos frescos ( $C_c' = 0,361$ ) e de resíduos com 4 anos ( $C_{c'_{med}} = 0,181$ ). Este comportamento parece ser razoável, uma vez que os resíduos mais antigos já sofreram maiores assentamentos devidos aos processos de compressão secundária e de biodecomposição, resultando em materiais menos compressíveis do que os resíduos mais recentes.

A análise da variação dos coeficientes de compressibilidade em função do acréscimo de tensão vertical efectiva (Figura 8.13a), da tensão efectiva de confinamento inicial (Figura 8.13b) ou da razão entre as alturas da sobrecarga e a inicial (Figura 8.13c) não demonstra nenhuma relação, o que é concordante com o facto de os coeficientes de compressão primária serem considerados como parâmetros intrínsecos do material, em particular serem independentes do estado de tensão.

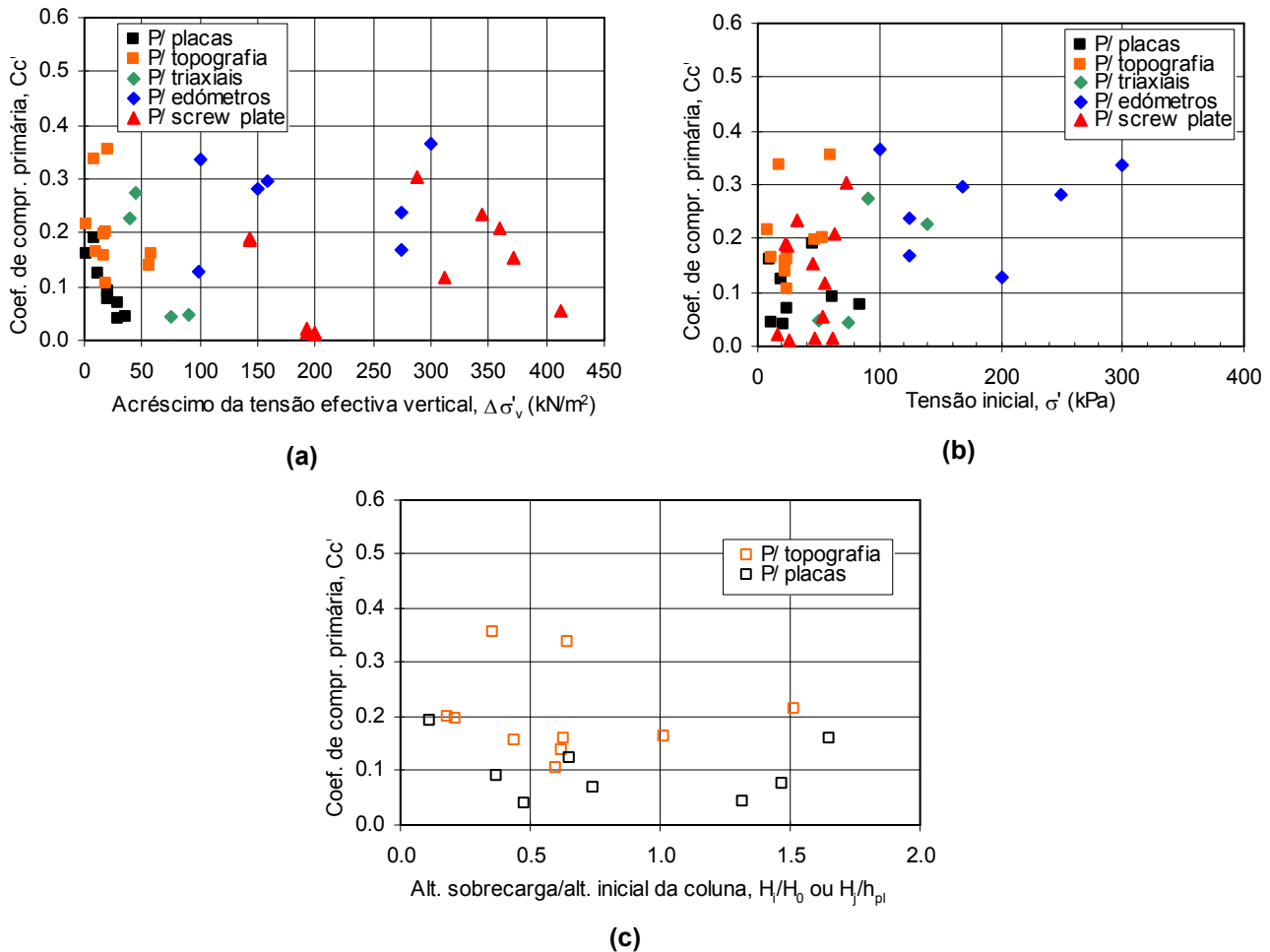


Figura 8.13 – Coeficientes de compressão primária em função: (a) do acréscimo da tensão efectiva vertical; (b) da tensão de confinamento inicial; (c) da relação entre as alturas da sobrecarga e a inicial.

Por fim, salienta-se que a determinação e análise conjunta dos coeficientes de compressão primária determinados através de diferentes métodos teve também como objectivo avaliar a influência das condições de confinamento. Tal como referido anteriormente, os coeficientes de compressão primária determinados a partir das diferentes metodologias têm associados diferentes condições de confinamento lateral, nomeadamente:

- ensaios triaxiais – deformações laterais livres;
- ensaios edométricos - deformações laterais nulas;
- carregamento do aterro devido à deposição de novas camadas (monitorização) - deformações laterais quase nulas;
- carregamento localizado do aterro (ensaio de carga em placa em profundidade) - deformações laterais quase nulas a médias.

Na Figura 8.14 apresenta-se o resumo da análise estatística dos valores obtidos a partir de cada metodologia (sem considerar os não usados nas correlações, Figura 8.12), verificando-se que a ordem de grandeza dos valores determinados é concordante com a maior parte dos publicados (§ 3.3.4, Quadro 3.9).

Apesar de haver alguma dispersão de resultados, os valores mais elevados estão associados aos ensaios edométricos, em que a deformação dos resíduos é apenas axial, e aos obtidos a partir do controlo topográfico do topo do aterro. Os valores fornecidos pelos ensaios triaxiais (com as respectivas limitações indicadas no início deste subcapítulo) são idênticos aos provenientes dos ensaios de carga em placa em profundidade (sendo a dispersão destes mais elevada), enquanto que os obtidos a partir das placas e aranhas magnéticas são um pouco inferiores. A determinação dos  $C_c'$  a partir deste último conjunto de dados considera apenas os assentamentos da coluna de resíduos abaixo das placas ou aranhas magnéticas, ou seja, das zonas inferiores do aterro, as quais, por estarem depositadas há mais tempo e terem já sofrido maiores assentamentos, é de esperar que, quando carregadas, sofram menores assentamentos do que a coluna total de resíduos. Em consequência, os valores de  $C_c'$  determinados a partir destes equipamentos são inferiores aos obtidos a partir da altura total de resíduos ou dos restantes métodos.

O facto de os valores de  $C_c'$  determinados a partir dos ensaios edométricos se aproximarem mais dos obtidos a partir do controlo topográfico do aterro, sugere que as condições de deformabilidade lateral existentes no aterro se aproximam das impostas pelo ensaio edométrico ou entre estas e as dos ensaios triaxiais.

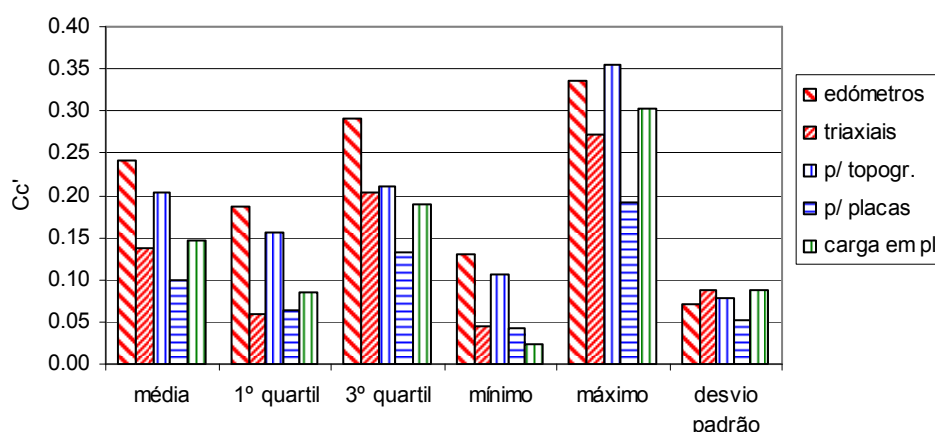


Figura 8.14 – Parâmetros estatísticos da distribuição dos valores de  $C_c'$  determinados por diferentes metodologias.

### 8.2.2 Coeficiente de compressão secundária

A determinação dos coeficientes de compressão secundária foi efectuada a partir de diferentes tipos de dados disponíveis: ensaios edométricos (§ 5.3.3); monitorização do aterro, através do registo dos assentamentos do topo e do corpo do aterro (§ 6.3 e 6.4) e da evolução dos pesos volúnicos médios totais (§ 7.3.5.1). Os resultados obtidos e sua análise são apresentados em seguida.

#### Ensaio de laboratório

Os índices e coeficientes de compressão secundária determinados a partir dos ensaios edométricos foram já apresentados no § 5.3.3.1 (Quadro 5.6 e Figuras 5.64 e 5.65). Os valores determinados a partir destes ensaios estão essencialmente associados a fenómenos de fluência mecânica, já que a duração dos ensaios

e as condições de realização destes não permite o desenvolvimento de condições favoráveis à biodecomposição. Na Figura 8.15 apresentam-se os valores de  $C\alpha$  e  $C\alpha'$  obtidos para os resíduos de Sto Tirso provenientes das Estações A, B e C em função do índice de vazios inicial, bem como os publicados por outros autores, também a partir de ensaios edométricos de grande dimensão, e os limites dos valores destes parâmetros propostos por Sowers (1973).

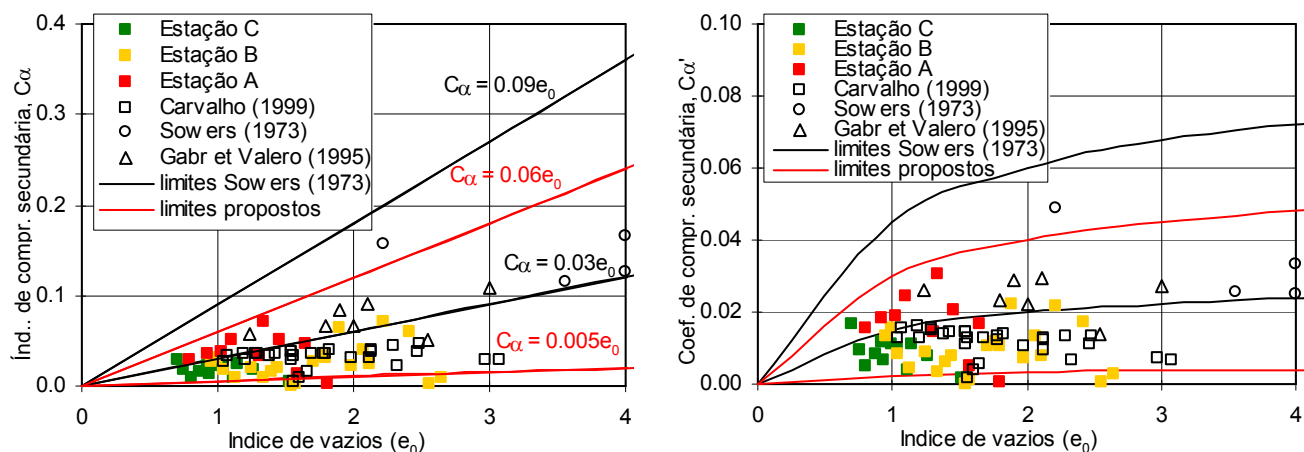


Figura 8.15 – Comparação dos valores de  $C\alpha$  e  $C\alpha'$  obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso a partir dos ensaios edométricos com os publicados por outros autores.

Os valores obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso são da mesma ordem de grandeza dos publicados pela maior parte dos outros autores (exceptuando os obtidos por Sowers (1973) que são mais elevados).

Enquanto os limites propostos por Sowers (1973) para o coeficiente de compressão primária (Figura 8.3) são concordantes com a maior parte dos valores publicados, incluindo os do aterro sanitário de Sto Tirso, no caso dos coeficientes de compressão secundária estes limites parecem ser demasiado elevados, constatando-se que grande parte dos dados obtidos por vários autores, também a partir de ensaios edométricos, são inferiores ao limite mínimo proposto. Neste sentido, apresenta-se na Figura 8.15 os limites que abrangem a maior parte dos dados e que correspondem a  $0,06e_0$  para o limite superior, ou seja, para resíduos com elevado teor em matéria orgânica e condições favoráveis de biodecomposição; e  $0,005e_0$  para o limite inferior, ou seja, para resíduos com menores teores em matéria orgânica e condições mais desfavoráveis de biodecomposição.

### Monitorização

Partindo da Equação 8.12 e dos dados da monitorização do aterro procedeu-se ao cálculo dos coeficientes de compressão secundária,  $C\alpha'$ , não sendo possível avaliar os respectivos índices de compressão uma vez que se desconhecem os índices de vazios médios iniciais dos resíduos *in situ* e a sua evolução no tempo.

$$\frac{\Delta H_s}{H_1} = C\alpha' \cdot \log \frac{t_2}{t_1} \quad (8.12)$$

Em que  $\Delta H_s$  é o assentamento secundário,  $t_1$  o tempo correspondente ao início da compressão secundária,  $H_1$  a altura de resíduos no instante  $t_1$  e  $t_2$  o tempo de estimativa.

A determinação deste parâmetro a partir da monitorização do aterro foi efectuada de quatro formas:



- a partir dos registos dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico) e considerando a coluna total de resíduos depositados;
- a partir dos registos dos assentamentos do corpo do aterro (aranhas e placas magnéticas) e considerando a coluna de resíduos depositados abaixo da placa ou aranha magnética;
- a partir dos pesos volúnicos totais médios, determinados com base nas tensões verticais efectivas e na altura total de resíduos depositados (controlo topográfico);
- para cada camada de resíduos, a partir dos registos dos assentamentos do corpo do aterro (aranhas e placas magnéticas) e do topo do aterro (controlo topográfico).

*a) Coeficientes de compressão secundária da coluna total de resíduos depositados determinados a partir do registo dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico)*

A partir do controlo topográfico dos marcos provisórios e definitivos instalados no topo do aterro das três estações de monitorização calcularam-se os assentamentos sofridos pela altura total de resíduos depositados em relação à altura inicial dos resíduos após deposição de cada nova camada, no caso da Estação A, ou em relação à altura total de resíduos no início da monitorização, no caso das Estações B e C (§ 6.3).

Os coeficientes de compressão secundária foram estimados, quer para a fase de deposição (Estação A), considerando os assentamentos secundários verificados pela a altura total de resíduos após deposição de cada camada, quer para a fase pós deposição (Estações A, B e C).

Nas Figuras 8.16 a 8.19 apresentam-se, para a Estação A, as curvas assentamento – logaritmo do tempo correspondentes ao período pós deposição de cada camada (em que  $t_0$  corresponde ao fim da deposição da nova camada, ou seja, à aplicação da sobrecarga devida à deposição de uma nova camada), indicando-se, para cada uma, o trecho correspondente aos assentamentos primários e secundários, e as curvas velocidade ou taxa de assentamento ( $\Delta\epsilon/\Delta t$ , 1/dia) em função do tempo. Nas Figuras 8.20 a 8.22 apresentam-se o mesmo tipo de gráficos para as Estações B e C e para o marco superficial M6, mas, neste caso, considerando o tempo decorrido desde o fim da deposição em cada subestação.

A análise das figuras da Estação A permite verificar que, para períodos de tempo elevados (últimas camadas), as curvas relativas aos assentamentos secundários apresentam dois trechos relativamente lineares mas com diferentes inclinações, correspondendo ao segundo trecho menores taxas de assentamento. A transição entre estes dois trechos ocorre para períodos de tempo variáveis entre 1,5 a 2,9 anos após o fim da deposição, estando a maior parte destes tempos compreendidos entre 2,1 e 2,3 anos. O coeficiente de compressão secundária relativo ao primeiro trecho designou-se de  $C\alpha'_1$  e ao segundo trecho  $C\alpha'_2$ . As deformações do primeiro trecho devem-se essencialmente a fenómenos de interacção mecânica e de fluência (mecânica e biológica) e as do segundo trecho a fenómenos de biodecomposição (fluência biológica) e, eventualmente, ainda a alguma fluência mecânica (Bjarngard & Edgars, 1990; Edgers *et al*, 1992; Stulgis *et al*, 1995; Konig & Jessberger, 1997; Coumoulos & Koryalos, 1997; entre outros). Tendo presente o exposto, o tempo decorrido desde o fim da deposição nas Estações B e C e o início da

monitorização, e a ordem de grandeza dos coeficientes determinados, considerou-se que os assentamentos verificados nestas estações correspondem ao segundo trecho dos assentamentos secundários ( $C\alpha'_2$ ).

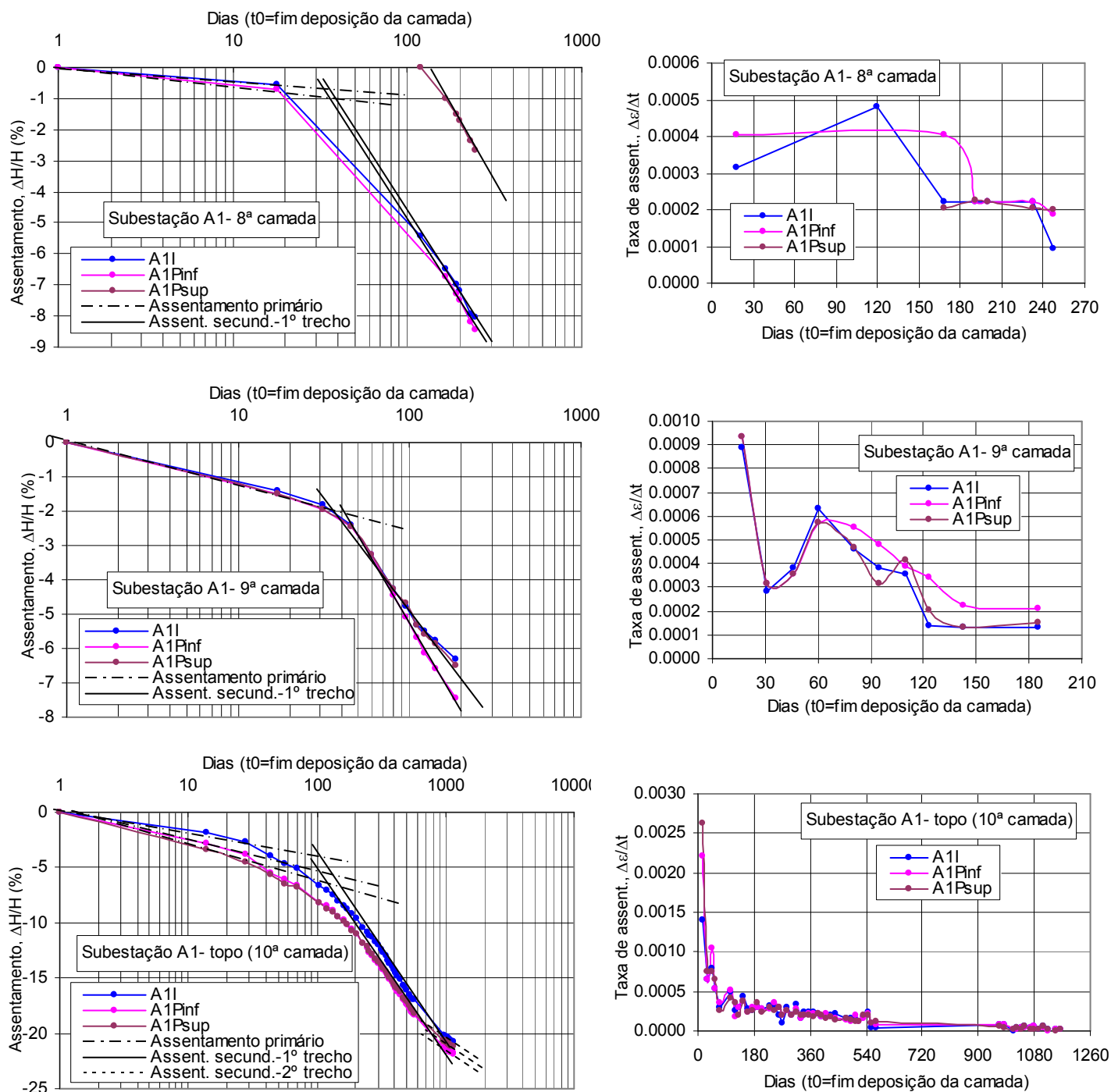


Figura 8.16 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Subestação A1 após deposição de cada camada.

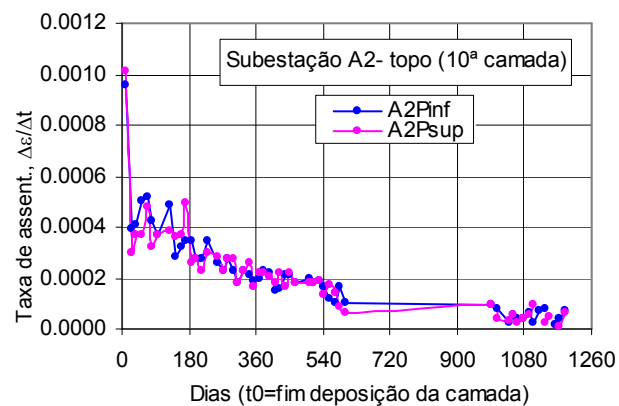
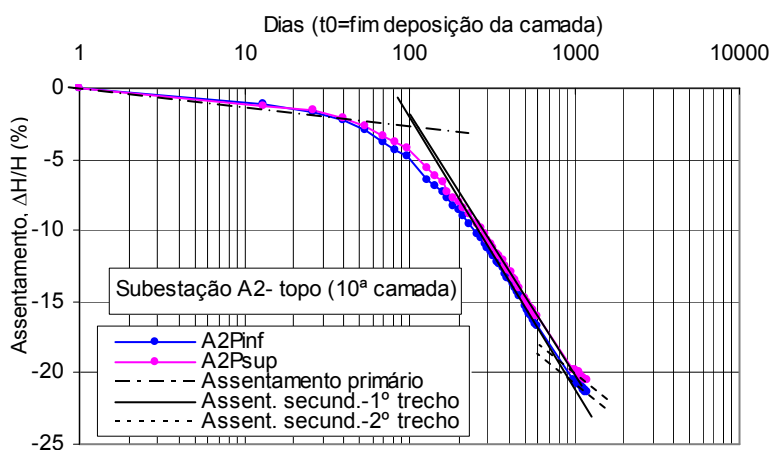
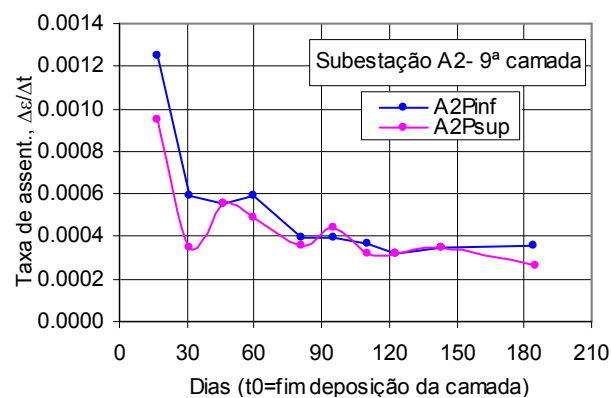
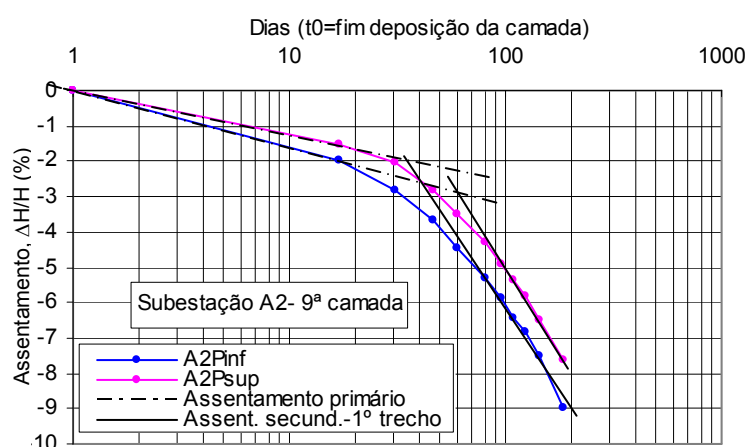
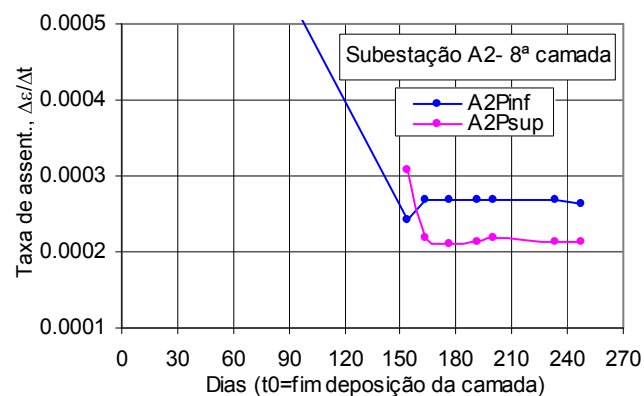
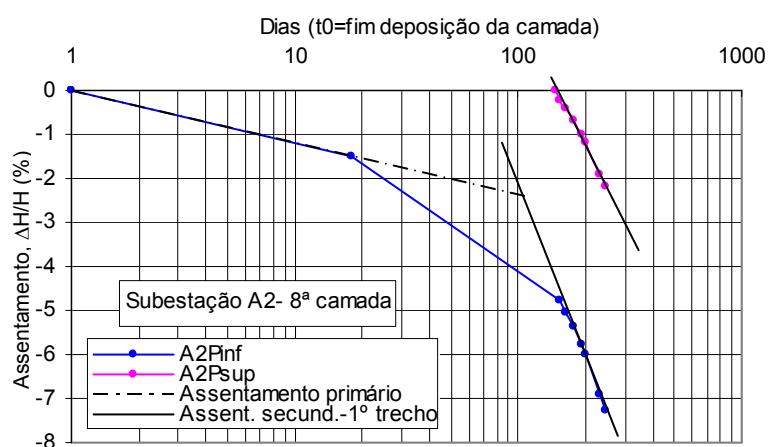


Figura 8.17 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Subestação A2 após deposição de cada camada.

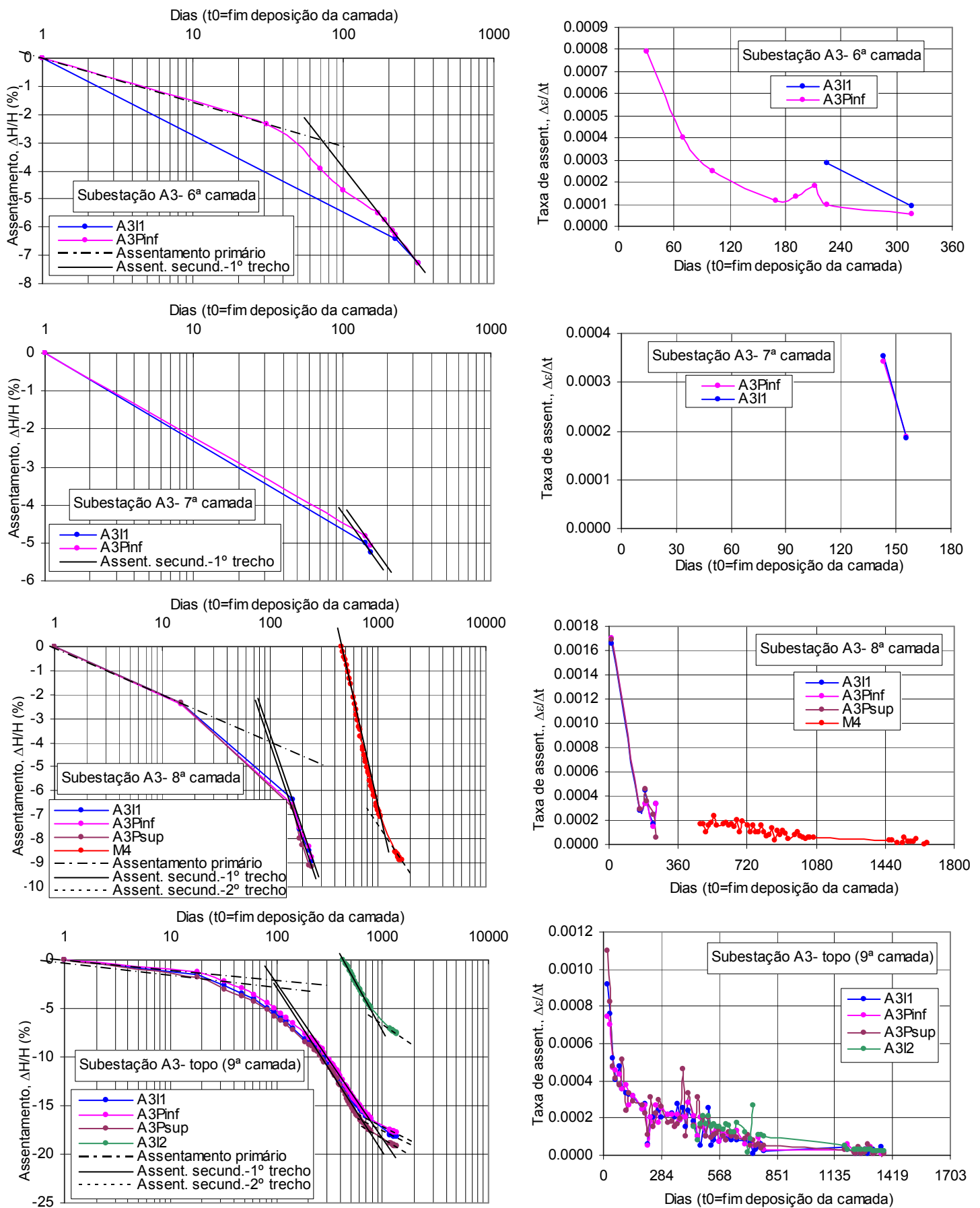


Figura 8.18 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Subestação A3 após deposição de cada camada.

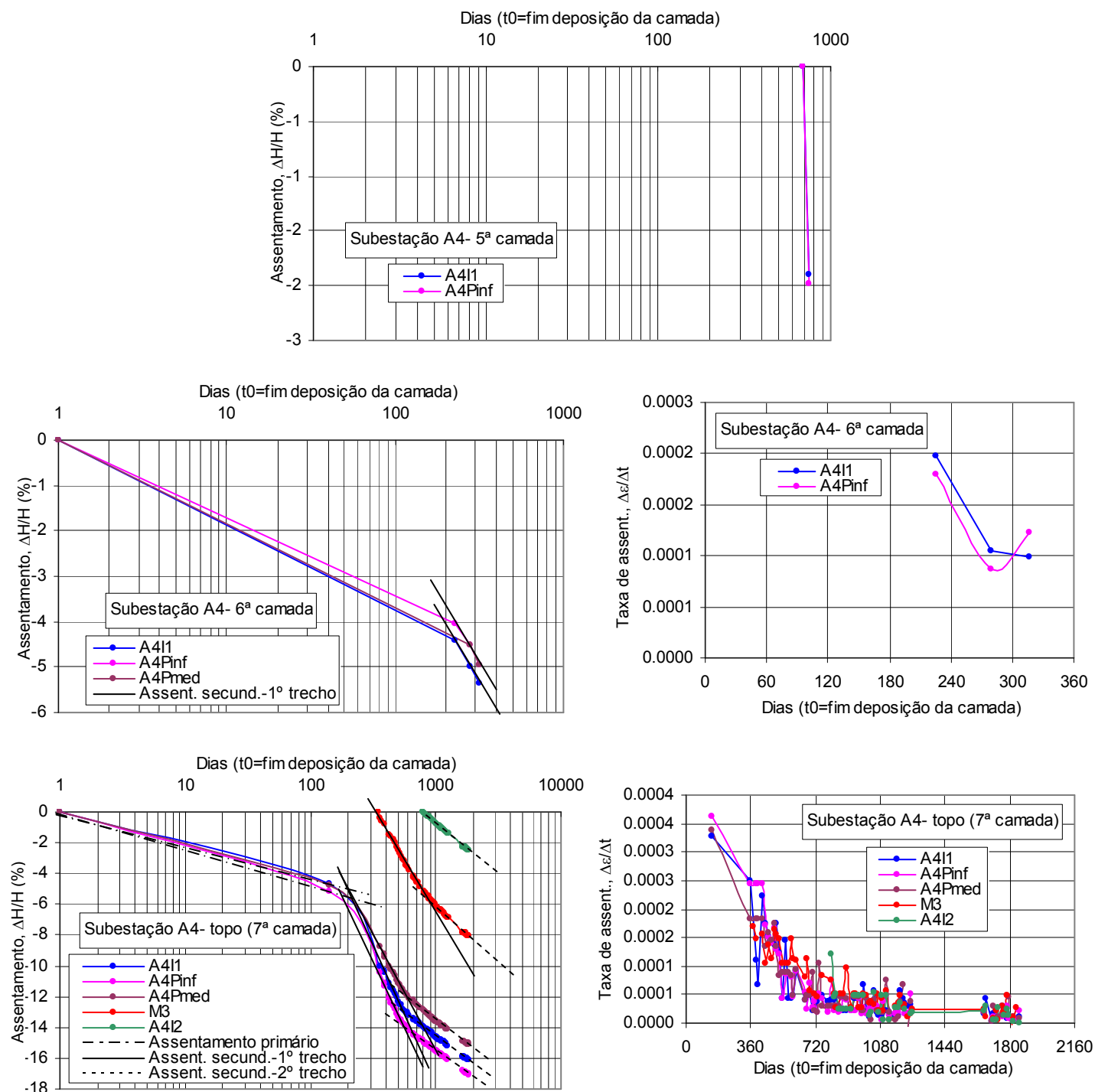


Figura 8.19 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Subestação A4 após deposição de cada camada.

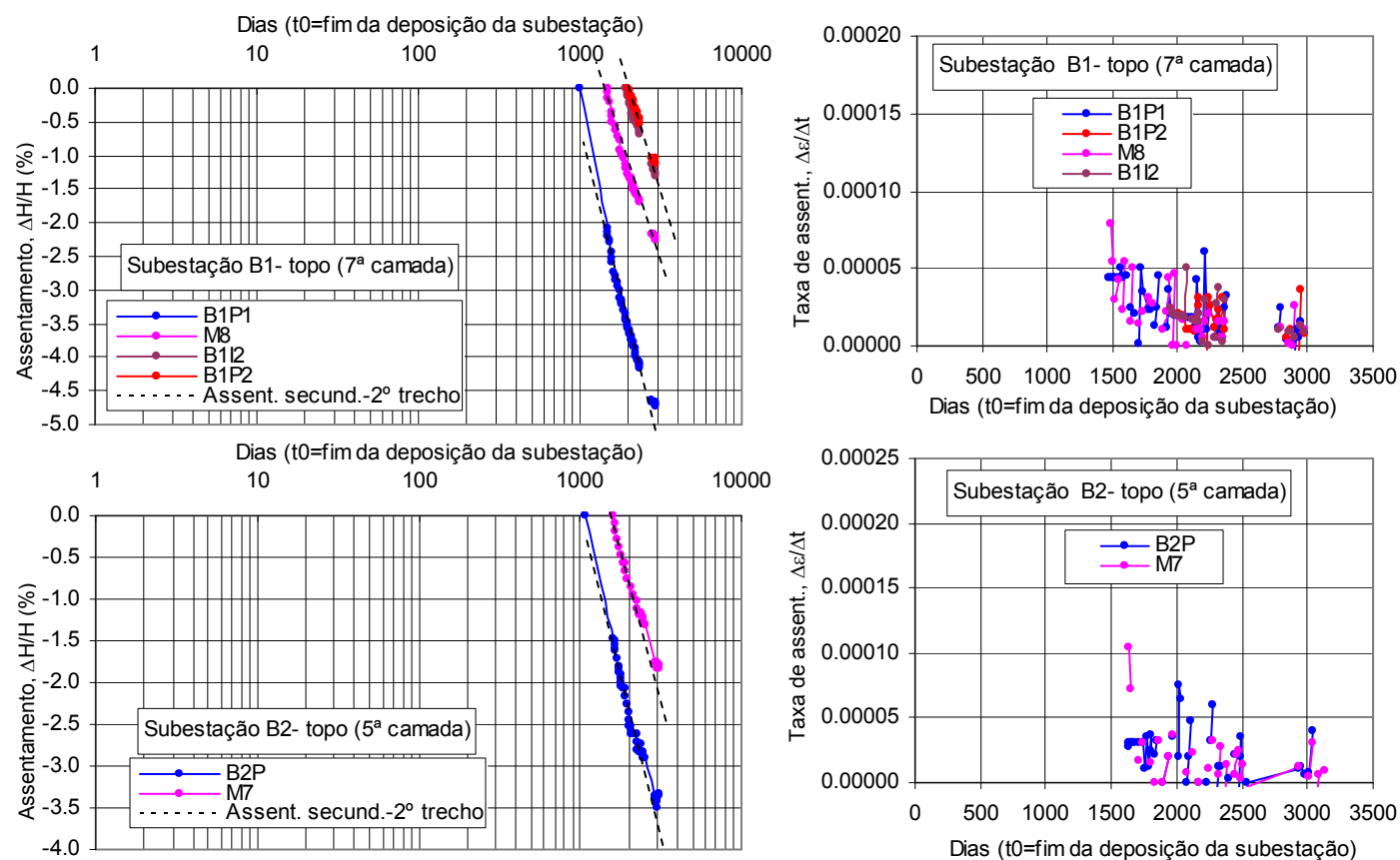


Figura 8.20 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Estação B após o fim da deposição das subestações.

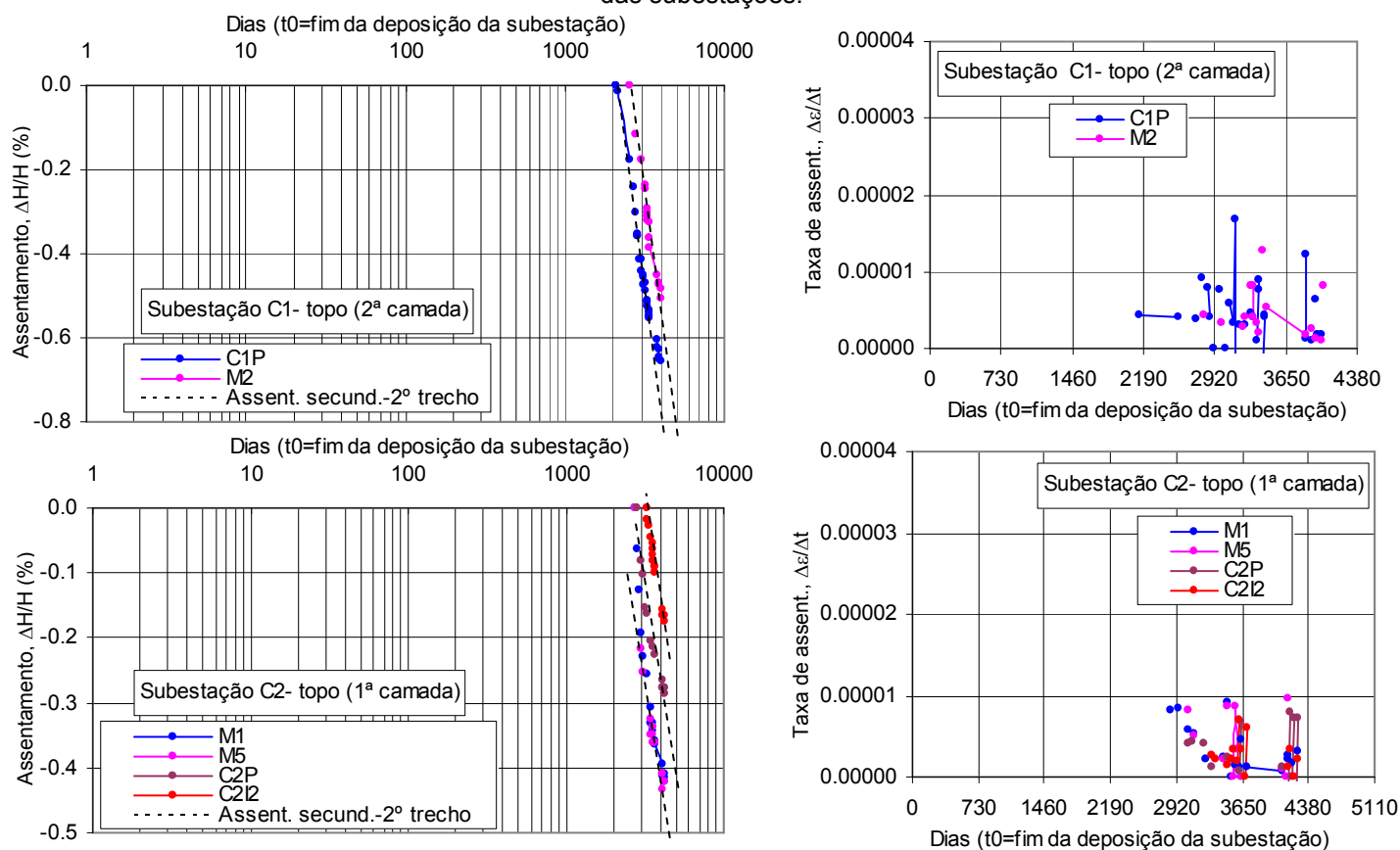


Figura 8.21 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos da Estação C após o fim da deposição das subestações.

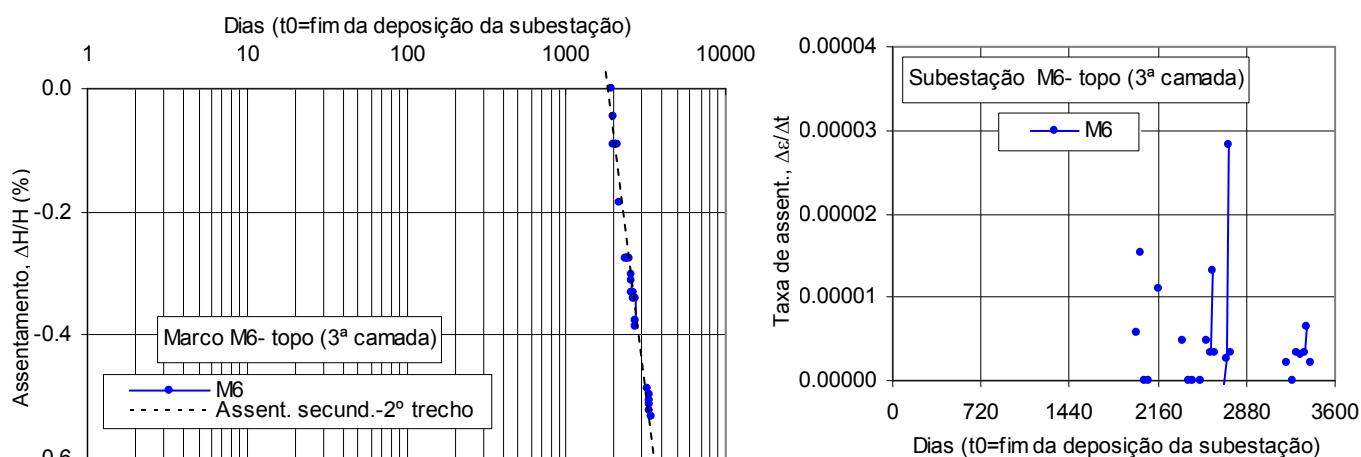


Figura 8.22 – Assentamentos e taxa de assentamento dos resíduos do Marco M6 após o fim da deposição.

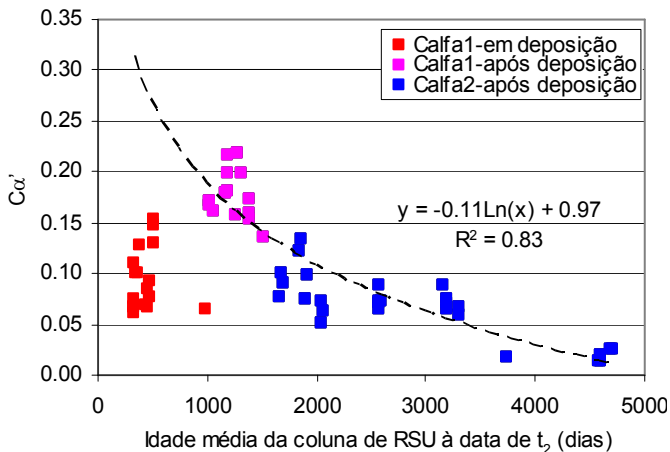
Com base nos dados das Figuras 8.16 a 8.22, apresentam-se no Quadro 8.5 os tempos, aproximados, correspondentes ao fim dos assentamentos primários ( $t_p$ ) e do 1º trecho dos assentamentos secundários ( $t_{s1^\circ}$ ), para os casos em que os dados permitem a sua definição, e relativos ao fim da deposição (da camada em análise ou do aterro) em cada local. No Quadro 8.6 apresentam-se os valores dos coeficientes de compressão secundários (determinados durante o período de deposição do aterro e após finalização desta) e na Figura 8.23 a evolução deste parâmetro em função da idade média dos resíduos da coluna à data de estimativa,  $t_2$ , e em função da altura total de resíduos no início dos assentamentos secundários,  $H_1$ .

Quadro 8.5 – Tempos correspondentes ao fim dos assentamentos primários e secundários (1º trecho).

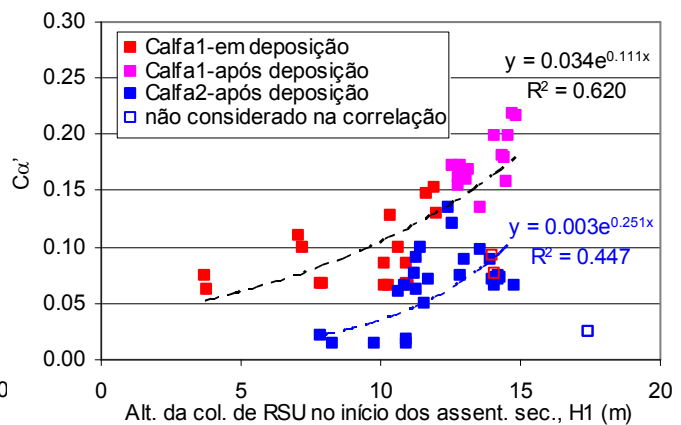
Quadro 6.6 – Tempos correspondentes ao fim dos assentamentos primários e secundários (1.ª série):											
Subestação	Marco	Camadas depositadas	Durante deposição	Após fim da deposição		Estação	Marco	Camadas depositadas	Durante deposição	Após fim da deposição	
			t <sub>p</sub> <sup>*</sup>	t <sub>p</sub> <sup>**</sup>	t <sub>s1</sub> <sup>**</sup>				t <sub>p</sub> <sup>*</sup>	t <sub>p</sub> <sup>**</sup>	t <sub>s1</sub> <sup>**</sup>
A1	A1I	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	35			A3	A3I <sub>1</sub>	6 <sup>a</sup>	-		
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	35					6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-		
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>		90	850			6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	100		
					6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>				95	800	
	A1Pinf	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	35				A3Pinf	6 <sup>a</sup>	80		
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	40					6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-		
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>		90	800			6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	100		
					6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>				95	750	
	A1Psup	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	35				A3Psup	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	95		
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>			100	750	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>			95	750		
					A3I <sub>2</sub>	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>		-	850		
				M4	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	-		1050			
A2	A2Pinf	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	100			A4	A4I <sub>1</sub>	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup>	-		
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	40					4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>		100	550
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>		95	850		A4Pinf	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup>	-		
					4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>				95	550	
	A2Psup	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	-				A4Pmed	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup>	-		
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	60					4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>		100	600
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>		100	950		M3	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	900	
					A4I <sub>2</sub>		4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	800		
* em dias após o fim da deposição da camada em análise (última depositada)											
** em dias após o fim da deposição no aterro (ou da última camada)											

Quadro 8.6 – Resumo dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir do registo dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico).

Subestação	Marco	Camadas depositadas	Durante deposição	Após fim da deposição		Estação	Marco	Camadas depositadas	Durante deposição	Após fim da deposição	
			$C\alpha'1$	$C\alpha'1$	$C\alpha'2$				$C\alpha'1$	$C\alpha'1$	$C\alpha'2$
A1	A1I	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	0.100	-	-	A4	A4I <sub>1</sub>	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup>	0.066	-	-
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	0.066	-	-			4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	0.198	0.072
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	-	0.168	0.099			4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup>	0.065	-	-
	A1Pinf	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	0.110	-	-		A4Pinf	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	0.217	0.072
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	0.085	-	-			4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup>	0.085	-	-
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	-	0.171	0.090			4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	0.157	0.071
	A1Psup	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	0.068	-	-		M3	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	0.136	0.089
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	-	0.161	0.077		A4I <sub>2</sub>	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	-	0.066
A2	A2Pinf	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	0.127	-	-	B1	B1P <sub>1</sub>	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	-	0.089
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	0.092	-	-		M8	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	-	0.074
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	-	0.182	0.134		B1I <sub>2</sub>	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	-	0.071
	A2Psup	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	0.100	-	-	B2	B1P <sub>2</sub>	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	-	-	0.065
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	0.076	-	-		B2P	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup>	-	-	0.066
		7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	-	0.180	0.121		M7	4 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup>	-	-	0.060
A3	A3I <sub>1</sub>	6 <sup>a</sup>	0.062	-	-	C1	C1P	1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	-	-	0.025
		6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	0.067	-	-		M2	1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	-	-	0.025
		6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	0.153	-	-	C2	M1	1 <sup>a</sup>	-	-	0.021
		6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	-	0.154	0.050		C2P	1 <sup>a</sup>	-	-	0.014
	A3Pinf	6 <sup>a</sup>	0.074	-	-	M5	C2I <sub>2</sub>	1 <sup>a</sup>	-	-	0.015
		6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	0.067	-	-		M6	1 <sup>a</sup>	-	-	0.014
		6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	0.129	-	-			2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup>	-	-	0.017
		6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	-	0.159	0.072						
	A3Psup	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	0.147	-	-						
		6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	-	0.172	0.063						
		A3I <sub>2</sub>	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	-	0.218						
		M4	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup>	-	0.199						



(a)



(b)

Figura 8.23 – Variação dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir do controlo topográfico do topo do aterro em função da: (a) idade média da coluna de resíduos; (b) altura de resíduos.

Os resultados obtidos demonstram que durante a fase de deposição os valores dos coeficientes de compressão secundária tendem a aumentar com a idade dos resíduos e, que após o fim da deposição, diminuem logaritmicamente com o aumento da idade média (a correlação apresentada na Figura 8.23a)



refere-se apenas aos parâmetros determinados após o fim da deposição). Por outro lado constata-se que os valores deste parâmetro tendem a aumentar exponencialmente com a altura da coluna de resíduos.

A análise da variação da velocidade dos assentamentos com o tempo ( $V(t)$ ), em particular a partir das curvas da Estação A após encerramento do aterro, permite observar a existência de uma nítida atenuação da velocidade com o aumento do tempo. Coumoulos & Koryalos (1997 e 1999) propõem o uso de uma função hiperbólica (mais precisamente, de uma função que representa um ramo de uma hipérbole rectangular com o tempo como assíntota, obtida por derivação em ordem ao tempo da equação geral de  $C\alpha$ , Equação 8.13) para expressar esta atenuação, enquanto Yen & Scanlon (1975) propõem uma função logarítmica (Equação 8.14) e Gandolla *et al* (1992) uma função exponencial negativa (Equação 8.15). No Quadro 8.7 apresentam-se os valores das constantes e dos coeficientes de correlação obtidos através do ajuste destes três tipos de funções às curvas da Estação A, verificando-se, que em termos gerais, as funções exponencial negativa e logarítmica são as que fornecem melhores coeficientes de correlação. A comparação entre os coeficientes de correlação obtidos para cada função é apresentada na Figura 8.24.

$$V(t) = \frac{\Delta \varepsilon}{\Delta t} = \frac{C\alpha'}{t \cdot \ln 10} = 0,434 \cdot \frac{C\alpha'}{t} \quad (8.13)$$

$$V(t) = a + b \cdot \ln(t) \quad (8.14)$$

$$V(t) = c \cdot e^{-d \cdot t} \quad (8.15)$$

Quadro 8.7 – Coeficientes de correlação e valores das constantes obtidos por ajuste de funções hiperbólicas, logarítmicas e exponenciais negativas aos dados da velocidade dos assentamentos.

	F. hiperbólica (Eq. 8.13)		F. logarítmica (Eq. 8.14)			F. hiperbólica (Eq. 8.15)		
	$C\alpha'$	$R^2$	a	b	$R^2$	c	d	$R^2$
A1I	0.054	0.646	0.0014	-0.00020	0.792	0.00055	-0.0028	0.785
A1Pinf	0.072	0.847	0.0018	-0.00027	0.651	0.00061	-0.0030	0.825
A1Psup	0.080	0.911	0.0019	-0.00029	0.594	0.00062	-0.0031	0.870
A2Pinf	0.100	0.506	0.0011	-0.00015	0.871	0.00049	-0.0022	0.860
A2Psup	1.092	0.491	0.0010	-0.00014	0.772	0.00048	-0.0025	0.860
A3I <sub>1</sub>	0.052	0.611	0.0012	-0.00017	0.863	0.00043	-0.0026	0.731
A3Pinf	0.047	0.420	0.0011	-0.00015	0.888	0.00046	-0.0025	0.841
A3Psup	0.058	0.630	0.0013	-0.00018	0.786	0.00052	-0.0027	0.841
A4I <sub>1</sub>	0.109	0.673	0.0008	-0.00010	0.634	0.00017	-0.0017	0.583
A4Pinf	0.122	0.699	0.0009	-0.00012	0.693	0.00021	-0.0019	0.633
A4Pmed	0.115	0.764	0.0008	-0.00011	0.724	0.00020	-0.0017	0.548
Máximo	1.092	0.911	0.0019	-0.00010	0.888	0.00062	-0.0017	0.870
Mínimo	0.047	0.420	0.0008	-0.00029	0.594	0.00017	-0.0031	0.548
Média	0.173	0.655	0.0012	-0.00017	0.752	0.00043	-0.0024	0.761
1º quartil	0.056	0.559	0.0010	-0.00019	0.672	0.00032	-0.0027	0.682
3º quartil	0.112	0.732	0.0013	-0.00013	0.828	0.00054	-0.0020	0.850

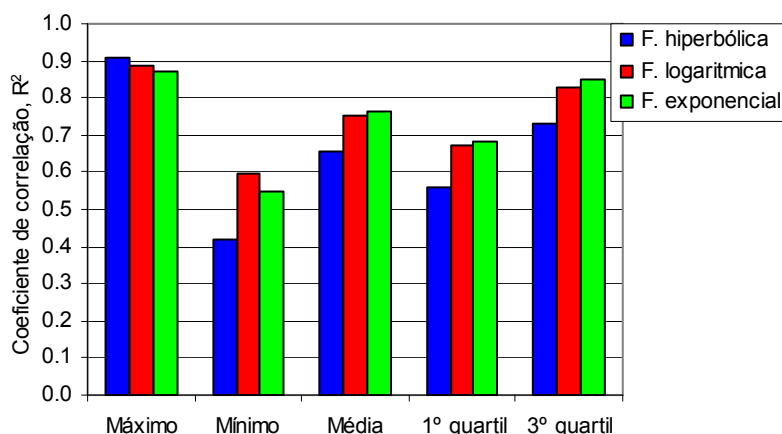


Figura 8.24 – Comparação entre os coeficientes de correlação obtidos por ajuste e funções hiperbólicas, logarítmicas e exponenciais aos dados da velocidade dos assentamentos (Estação A).

*b) Coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos depositados abaixo das placas/aranhas magnéticas determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro*

No § 8.2.1 apresentaram-se as curvas assentamento – logaritmo do tempo das placas e aranhas magnéticas relativas à fase de deposição. Para a Subestação A1, em que não foram instaladas outras placas ou aranhas para além das apresentadas naquele subcapítulo, os coeficientes de compressão secundária foram definidos a partir dos dados representados na Figura 8.7. Relativamente às Subestações B1, A3 e A4, em que se procedeu à instalação de uma segunda série de calhas inclinométricas e aranhas magnéticas para substituição das primeiras, apresentam-se na Figura 8.25 os assentamentos relativos à totalidade de aranhas e placas instaladas desde o início da deposição (Subestação A3) ou o início da monitorização da subestação (Subestações A4 e B1), bem como os períodos de tempo correspondentes à deposição de novas camadas (Subestações A3 e A4).

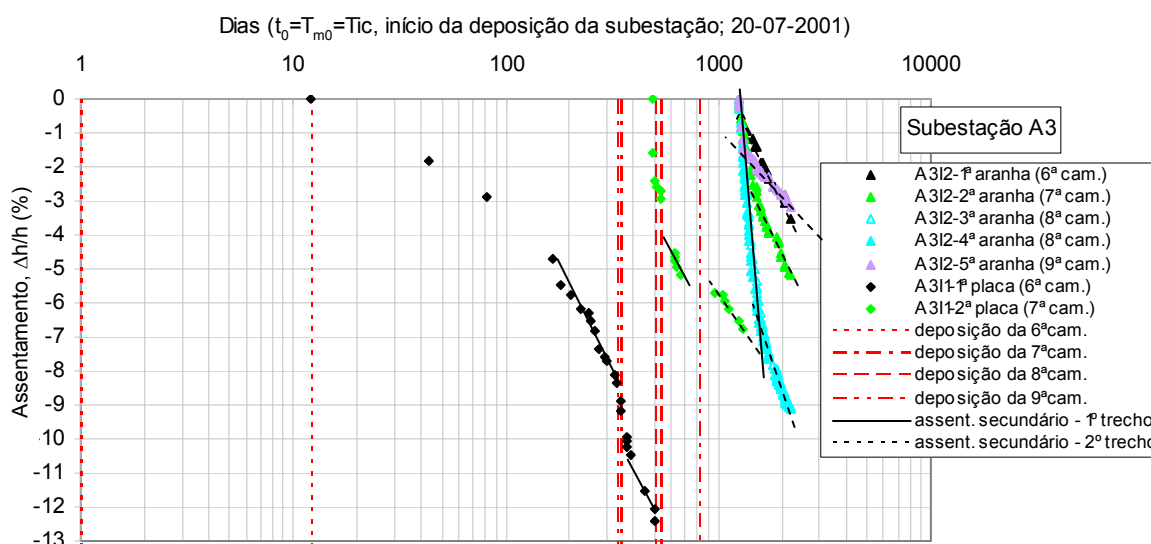


Figura 8.25 – Assentamentos registados pelas placas e aranhas magnéticas das Subestações A3, A4 e B1 (continua na página seguinte).

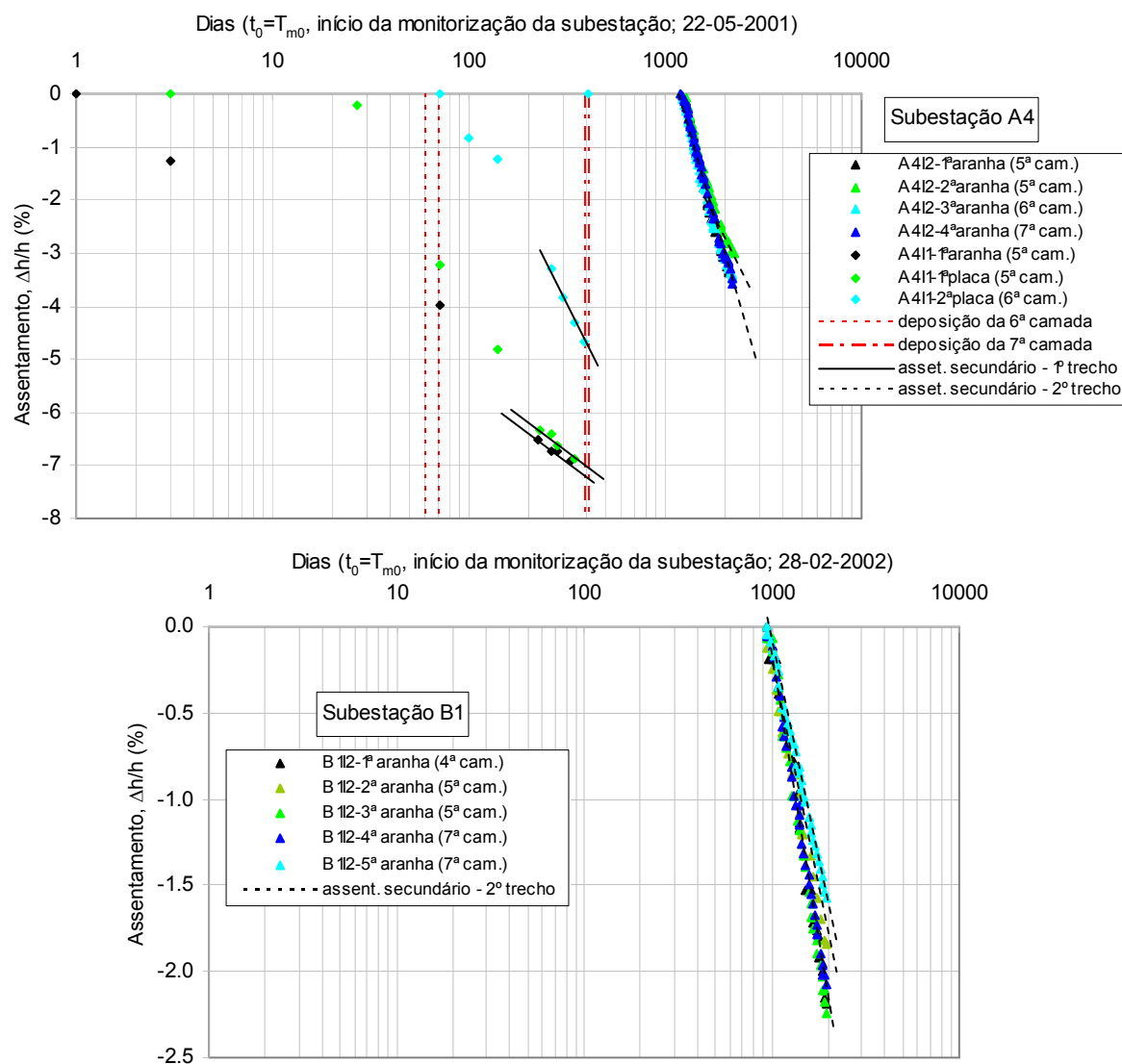
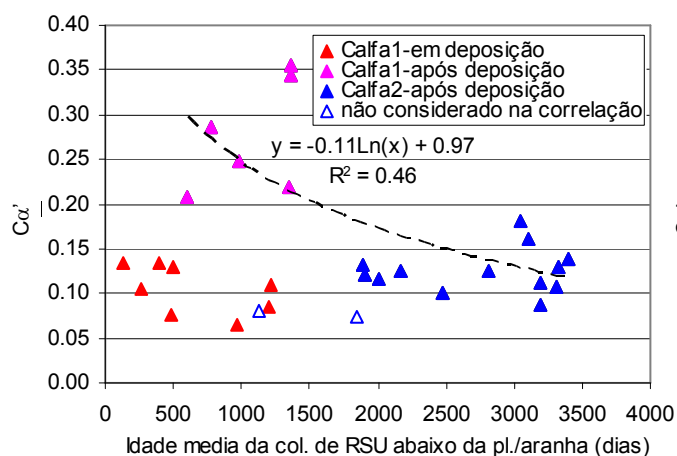


Figura 8.25 – Assentamentos registados pelas placas e aranhas magnéticas das Subestações A3, A4 e B1.

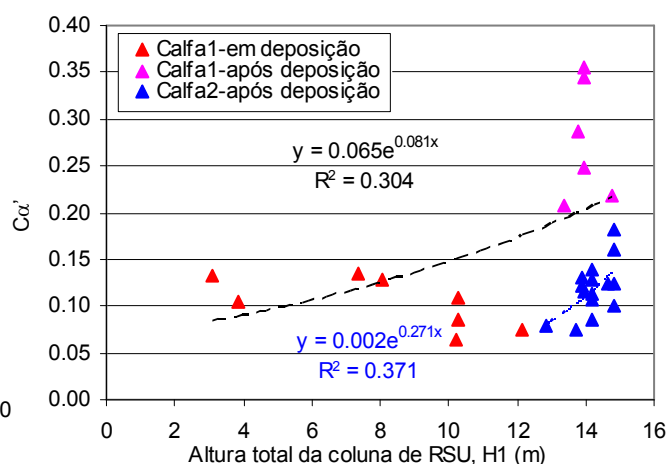
Os coeficientes de compressão secundária foram determinados através da aplicação da Equação 8.12 aos dados das placas/aranhas magnéticas e em que os tempos  $t_1$  e  $t_2$  foram definidos em relação à origem do tempo ( $t_0$ ) correspondente ao fim da deposição da camada em que cada aranha ou placa foi instalada. No Quadro 8.8 apresentam-se os valores dos coeficientes de compressão primária determinados e na Figura 8.26 a evolução deste parâmetro em função da idade média da coluna de resíduos subjacente às placas ou aranhas, à data de estimativa,  $t_2$ , e em função da altura total de resíduos no início dos assentamentos secundários,  $H_1$ , e das alturas de resíduos abaixo e acima das placas/aranhas no início dos assentamentos secundários considerados no cálculo dos coeficientes de compressão ( $t_1$ ).

Quadro 8.8 – Resumo dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos abaixo da placa/aranha determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro.

Estação	Aranha ou placa magnética			Novas camadas depositadas	Durante deposição	Após fim da deposição	
	Nº	Camada de instalação	Camadas subjacentes		$C_{\alpha}'1$	$C_{\alpha}'1$	$C_{\alpha}'2$
A1	A1I-1ª placa	Topo 7ª	7ª	-	0.134	-	-
				8ª	0.134	-	-
				10ª	-	0.286	-
	A1I-3ª placa	Topo 9ª	7ª+8ª+9ª	10ª	-	0.207	-
A3	A3I <sub>1</sub> -1ª placa	Topo 6ª	6ª	-	0.104	-	-
				7ª	0.129	-	-
	A3I <sub>1</sub> -2ª placa	Topo 7ª	6ª+7ª	8ª	0.075	-	-
				9ª	-	-	0.080
	A3I <sub>2</sub> -1ª aranha	6ª	6ª	-	-	-	0.125
	A3I <sub>2</sub> -2ª aranha	7ª	7ª+6ª	-	-	0.219	0.116
	A3I <sub>2</sub> -3ª aranha	8ª	8ª+7ª+6ª	-	-	0.344	0.132
	A3I <sub>2</sub> -4ª aranha	8ª	8ª+7ª+6ª	-	-	0.355	0.122
A4	A3I <sub>2</sub> -5ª aranha	9ª	9ª+8ª+7ª+6ª	-	-	0.249	0.074
	A4I <sub>1</sub> -1ª aranha	5ª	5ª+4ª	6ª	0.085	-	-
	A4I <sub>1</sub> -1ª placa	Topo 5ª	5ª+4ª	6ª	0.109	-	-
	A4I <sub>1</sub> -2ª placa	Topo 6ª	6ª+5ª+4ª	-	0.065	-	-
	A4I <sub>2</sub> -1ª aranha	5ª	5ª+4ª	-	-	-	0.182
	A4I <sub>2</sub> -2ª aranha	5ª	5ª+4ª	-	-	-	0.160
	A4I <sub>2</sub> -3ª aranha	6ª	6ª+5ª+4ª	-	-	-	0.125
	A4I <sub>2</sub> -4ª aranha	7ª	7ª+6ª+5ª+4ª	-	-	-	0.100
B1	B1I <sub>2</sub> -1ª aranha	4ª	4ª	-	-	-	0.138
	B1I <sub>2</sub> -2ª aranha	5ª	5ª+4ª	-	-	-	0.107
	B1I <sub>2</sub> -3ª aranha	5ª	5ª+4ª	-	-	-	0.129
	B1I <sub>2</sub> -4ª aranha	7ª	7ª+5ª+4ª	-	-	-	0.112
	B1I <sub>2</sub> -5ª aranha	7ª	7ª+5ª+4ª	-	-	-	0.086



(a)



(b)

Figura 8.26 – Variação dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos subjacente às placas/aranhas determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro em função da: (a) idade média da coluna de resíduos; (b) altura total de resíduos; (c) altura de resíduos abaixo das placas/aranhas; (d) altura de resíduos acima das placas/aranhas (continua na página seguinte).

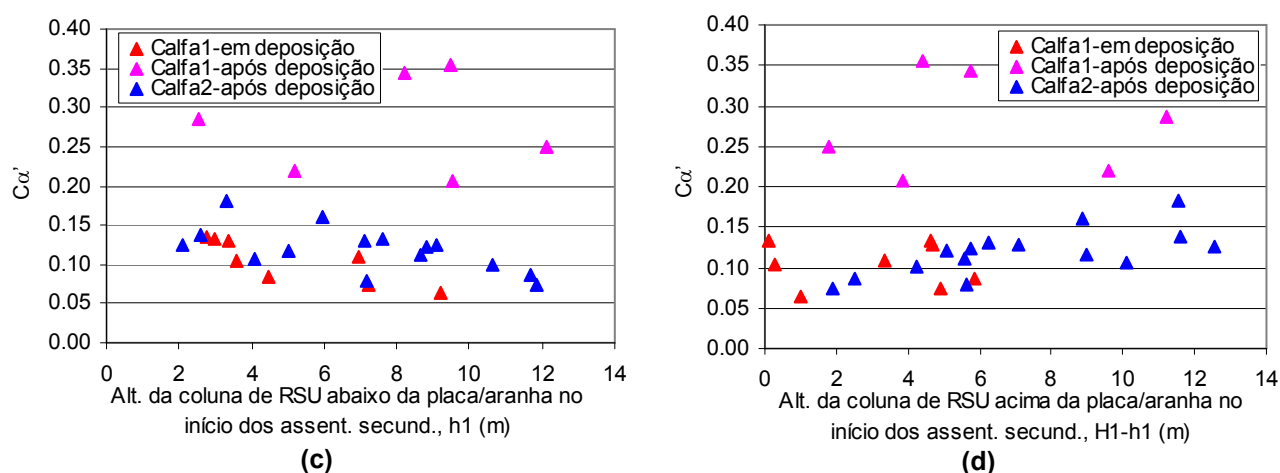


Figura 8.26 – Variação dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos subjacente às placas/aranhas determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro em função da: (a) idade média da coluna de resíduos; (b) altura total de resíduos; (c) altura de resíduos abaixo das placas/aranhas; (d) altura de resíduos acima das placas/aranhas (continuação).

c) Coeficientes de compressão secundária da coluna total de resíduos depositados determinados a partir do registo dos pesos volúnicos médios da coluna (células de tensões e controlo topográfico)

A determinação dos coeficientes de compressão secundária apresentada nas alíneas a) e b) através da Equação 8.12 pressupõe que os respectivos assentamentos ocorrem sob carga constante. Apesar de os coeficientes de compressão secundária terem sido estimados para os intervalos de tempo compreendidos entre a deposição de camadas consecutivas e entre o fim da deposição e o fim da monitorização do aterro, ou seja, após a aplicação das sobrecargas correspondentes à deposição de novas camadas (o que em termos teóricos corresponderia a condições de carga constante), o registo das tensões efectivas verticais através das células de pressão e dos piezómetros demonstra que estas não são constantes ao longo destes períodos de tempo (§ 6.6 e § 7.3.5.1), em particular devido a variações dos níveis de lixiviado. Deste modo, procedeu-se também à determinação dos coeficientes de compressão secundária a partir dos pesos volúnicos médios da coluna de resíduos determinados com bases nas tensões efectivas registadas (§ 7.3.5.1) e à sua comparação com os obtidos nas alíneas a) e b).

O uso deste procedimento obrigou, contudo, à consideração de algumas simplificações: os processos de biodecomposição induzem uma variação no peso volúmico dos resíduos mas a variação do peso das partículas sólidas devido a perdas de massa é negligenciável, tal como considerado por Zeccos (2005); o teor em água dos resíduos e o volume das partículas sólidas ( $V_s$ ) não sofrem alterações significativas durante os processos de compressão secundária. Considerando as simplificações indicadas (o peso associado às perdas de massa dos resíduos por biodecomposição é negligenciável e o teor em água dos resíduos mantém-se constante), pode assumir-se que uma dada porção de resíduos se caracteriza no instante  $t_1$  por um peso total  $P_1$ , um índice de vazios  $e_1$  e um volume  $V_1$ , e num instante  $t_2$ , a mesma porção de resíduos, apresentar-se-á mais densa, caracterizando-se por um índice de vazios  $e_2$ , um volume  $V_2$  e um peso total igual ao inicial ( $P_1=P_2=P$ , já que se desprezou a variação do peso por perda de massa e por variação do teor em água). Tendo presente estes pressupostos e considerando as Equações 8.16 a 8.18,

pode estimar-se o coeficiente de compressão secundária através da Equação 8.23, sendo a respectiva dedução apresentada nas Equações 8.19 a 8.23.

$$C\alpha' = \frac{C\alpha}{1 + e_0} \quad (8.16)$$

$$C\alpha = \frac{-\Delta e}{\log\left(\frac{t_2}{t_1}\right)} \quad (8.17)$$

$$e = \frac{V_v}{V_s} \Rightarrow e + 1 = \frac{V_v + V_s}{V_s} = \frac{V_T}{V_s} \Rightarrow e = \frac{V_T}{V_s} - 1 \quad (8.18)$$

Em que  $V_v$  é o volume de vazios,  $V_s$  é o volume das partículas sólidas e  $V_T$  é o volume total. Pelo que,

$$-\Delta e = -(e_2 - e_1) = -\frac{(V_{T2} - V_{T1})}{V_s} = -\frac{\Delta V}{V_s} = -\frac{\frac{P_2}{\gamma_2} - \frac{P_1}{\gamma_1}}{V_s} \quad (8.19)$$

Como se assumiu que  $P_1 = P_2 = P$ , a Equação 8.19 transforma-se em:

$$-\Delta e = -\frac{\frac{P}{\gamma_2} - \frac{P}{\gamma_1}}{V_s} = \frac{P(\gamma_1 - \gamma_2)}{V_s(\gamma_1 \cdot \gamma_2)} = \frac{-\Delta\gamma \cdot P}{V_s(\gamma_1 \cdot \gamma_2)} \quad (8.20)$$

Substituindo a Equação 8.20 na Equação 8.17, tem-se que:

$$C\alpha = \frac{\Delta\gamma \cdot P}{V_s(\gamma_1 \cdot \gamma_2)} \cdot \frac{1}{\log\frac{t_2}{t_1}} \quad (8.21)$$

Como para o instante  $t_1$ ,

$$1 + e_0 = 1 + \frac{V_v}{V_s} = \frac{V_s + V_v}{V_s} = \frac{V_{T1}}{V_s} = \frac{P_1 / \gamma_1}{V_s} \quad (8.22)$$

Substituindo as Equações 8.21 e 8.22 na Equação 8.16, esta transforma-se em:

$$C\alpha' = \frac{C\alpha}{1 + e_0} = \left[ \frac{\Delta\gamma \cdot P}{V_s(\gamma_1 \cdot \gamma_2)} \cdot \frac{1}{\log\frac{t_2}{t_1}} \right] / \left[ \frac{V_s + V_v}{V_s} \right] = \frac{\Delta\gamma \cdot P}{V_s \cdot \gamma_1 \cdot \gamma_2} \cdot \frac{1}{\log\frac{t_2}{t_1}} \cdot \frac{V_s \cdot \gamma_1}{P} = \frac{\Delta\gamma}{\gamma_2} \cdot \frac{1}{\log\frac{t_2}{t_1}} \quad (8.23)$$

Os coeficientes de compressão secundária determinados através da Equação 8.23 e considerando os pesos volúmcos médios da coluna de resíduos acima das células de tensões (determinados a partir das tensões verticais efectivas e da altura de resíduos sobrejacente às células, após o final da deposição, § 7.3.5.1), encontram-se representados nas Figuras 8.27 e 8.28, em função do tempo decorrido após o fim da deposição e da idade média da coluna de resíduos acima das células de pressão, respectivamente. A origem do tempo considerada corresponde ao fim da deposição em cada subestação e  $t_1$  aos primeiros valores de pesos volúmcos médios determinados após o fim da deposição. No Quadro 8.9 indicam-se os valores finais dos coeficientes de compressão secundária (em que  $t_2 = t_m^{ult}$ ) determinados a partir de cada conjunto de células.

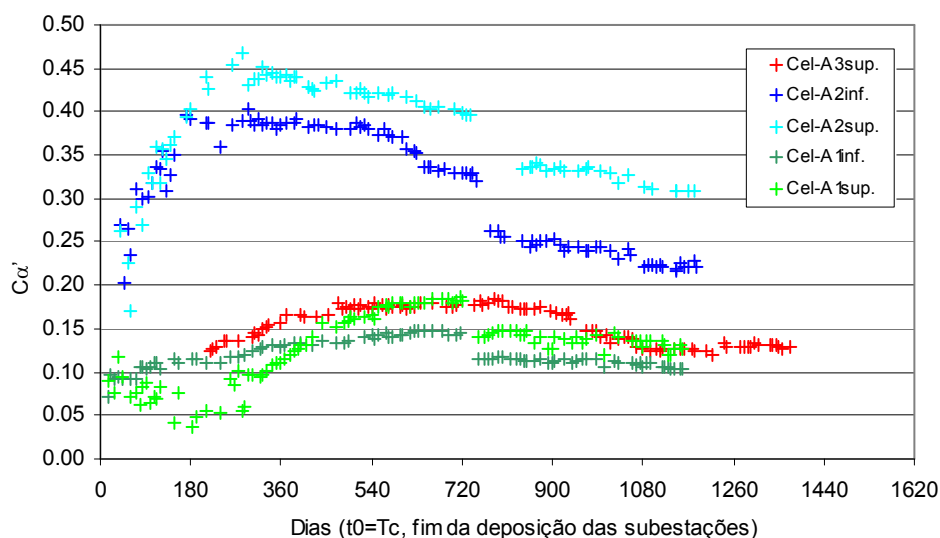


Figura 8.27 – Variação dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos sobrejacente às células de pressão em função do tempo decorrido após o fim da deposição.

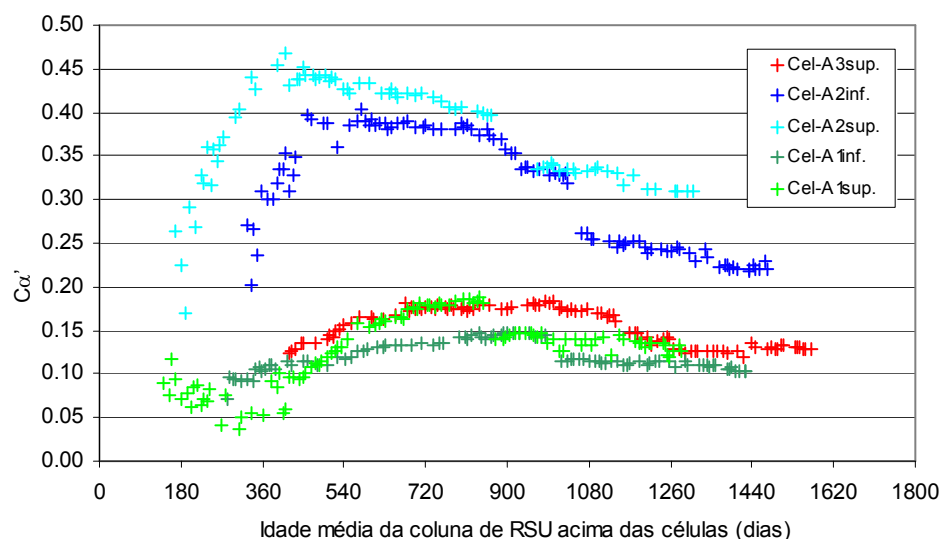


Figura 8.28 – Variação dos coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos sobrejacente às células de pressão em função da idade média dos resíduos.

Quadro 8.9 – Resumo dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir do peso volumico médio da coluna de resíduos acima das células de pressão.

Subestação	Nº Células	Camada de instalação	Camadas sobrejacentes	$C\alpha'$
A1	Cel-A1inf	Topo 7 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	0.104
	Cel-A1sup	Topo 8 <sup>a</sup>	9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	0.126
A2	Cel-A2inf	Topo 7 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	0.220
	Cel-A2sup	Topo 8 <sup>a</sup>	9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup>	0.309
A3	Cel-A3sup	Topo 7 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	0.129

Para facilitar a comparação dos resultados obtidos com os determinados a partir do controlo topográfico do topo do aterro ( $C\alpha'_1$  e  $C\alpha'_2$ ; alínea a), apresenta-se na Figura 8.29 a evolução dos coeficientes de compressão secundária, determinados pelos dois métodos para as mesmas subestações, em função do tempo decorrido após a fim da deposição.

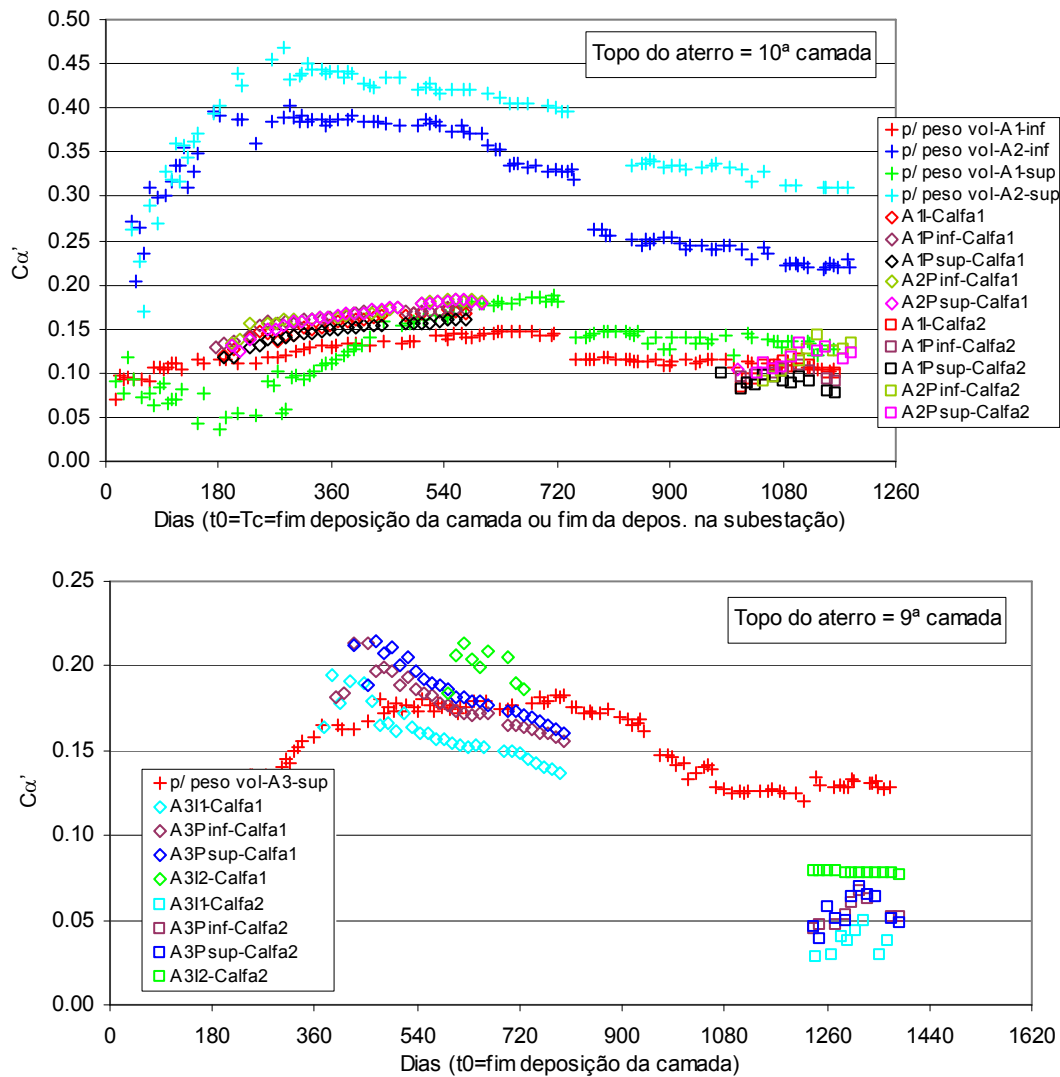


Figura 8.29 – Coeficientes de compressão secundária da coluna de resíduos em função do tempo decorrido após o fim da deposição, determinados a partir dos pesos volúnicos médios e do controlo topográfico do topo do aterro.

Com excepção dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir dos pesos volúnicos médios da Subestação A2 (por Cel-A2-inf e Cel-A2sup) e dos últimos valores determinados para a Subestação A3, os restantes são concordantes com os obtidos para os mesmos locais a partir apenas do controlo topográfico. Tal como referido anteriormente, o cálculo das tensões efectivas a partir dos conjuntos de células da Subestação A2 obrigou a algumas simplificações (em particular, que as células colocadas na horizontal não sofreram rotação após a sua instalação, § 6.6 e § 7.3.5.1), o que, pelo menos em parte, poderá justificar as diferenças verificadas nos coeficientes de compressão secundária desta subestação.

*d) Coeficientes de compressão secundária das camadas de resíduos determinados a partir dos registos dos assentamentos do corpo do aterro (aranhas e placas magnéticas) e do topo do aterro (controlo topográfico)*

A determinação dos coeficientes de compressão secundária das várias camadas individuais de resíduos foi efectuada considerando a diferença de assentamentos secundários entre duas placas ou aranhas instaladas no topo de camadas consecutivas ou entre os assentamentos do topo do aterro e os da placa ou



aranha instalada no topo da penúltima camada depositada. Deste modo o assentamento sofrido por uma camada  $j$  entre os instantes  $t_1$  e  $t_2$  ( $t_1$  é o tempo de monitorização correspondente ao início dos assentamentos secundários e  $t_2$  é o tempo de monitorização correspondente à determinação de  $C\alpha'$ ) pode ser expresso pela Equação 8.24, em que o significado dos respectivos símbolos para um determinado momento ( $t_i$ ) é apresentado na Figura 8.30.

$$\frac{\Delta h_{sj}}{h_j(t_1)} = \frac{[(\Delta h_{Pl_j}(t_2) - \Delta h_{Pl_{j-1}}(t_2)) - (\Delta h_{Pl_j}(t_1) - \Delta h_{Pl_{j-1}}(t_1))]}{h_{Pl_j}(t_1) - h_{Pl_{j-1}}(t_1)} = C\alpha' \cdot \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) \quad (8.24)$$

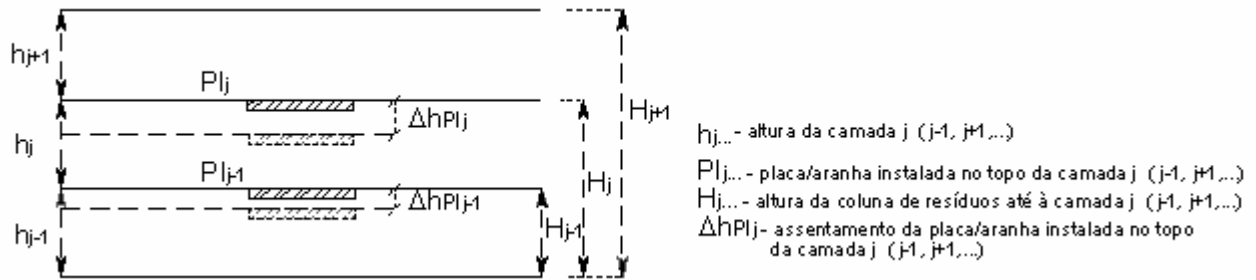


Figura 8.30 – Esquema de determinação dos assentamentos de uma camada individual.

Constituem excepção ao procedimento indicado os casos em que as placas ou aranhas foram instaladas no topo da primeira camada depositada na subestação sendo, neste caso, os assentamentos da camada iguais aos registados pela placa, ou os casos em que só existe uma camada depositada (Subestação C2) em que os assentamentos do topo do aterro correspondem ao da camada (1ª camada). Encontram-se na primeira situação os pontos de controlo A1l-1ª placa (instalada no topo da 7ª camada), A3l<sub>1</sub>-1ª aranha e A3l<sub>2</sub>-1ª aranha (instaladas no topo da 6ª camada) e B1l<sub>2</sub>-1ª aranha (instalada na 4ª camada).

Nas Figuras 8.31 a 8.32 apresentam-se os assentamentos secundários registados por cada camada individual, determinados de acordo com os procedimentos indicados anteriormente, e no Quadro 8.10 os respectivos coeficientes de compressão secundária.

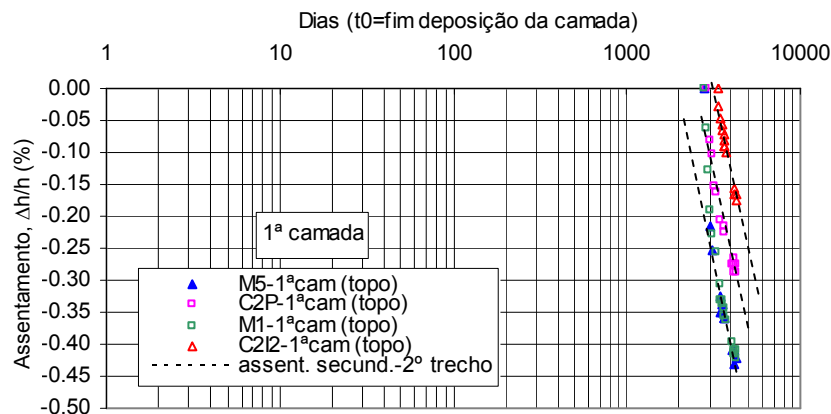


Figura 8.31 – Assentamentos secundários da 1ª, 4ª e 5ª camadas de resíduos em função do tempo decorrido após o fim da deposição da camada respectiva (continua na página seguinte).

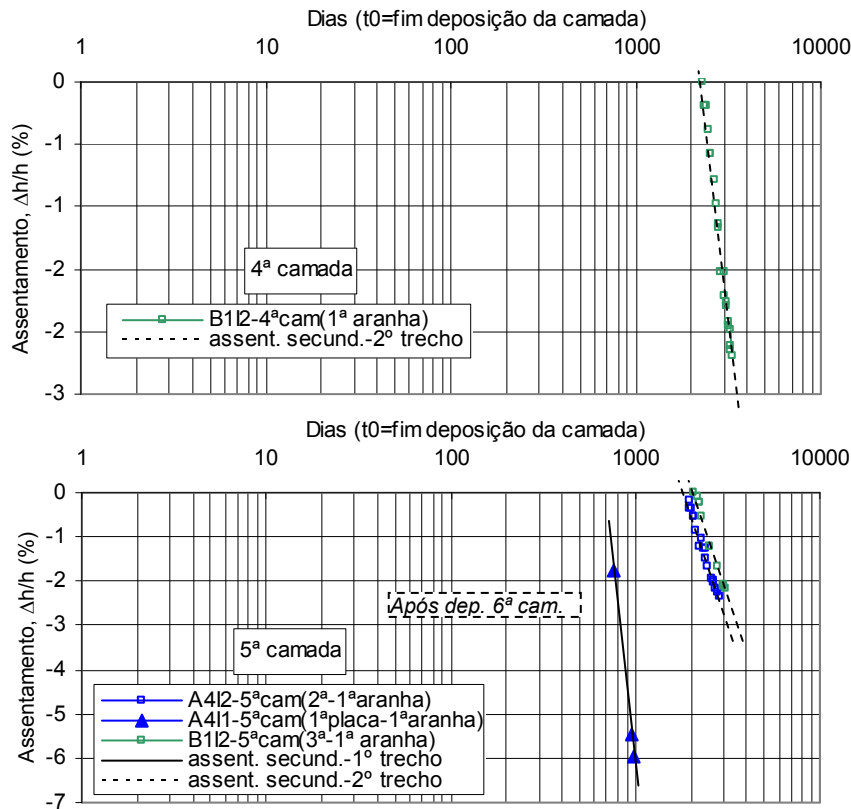


Figura 8.31 – Assentamentos secundários da 1ª, 4ª e 5ª camadas de resíduos em função do tempo decorrido após o fim da deposição da camada respectiva (continuação).

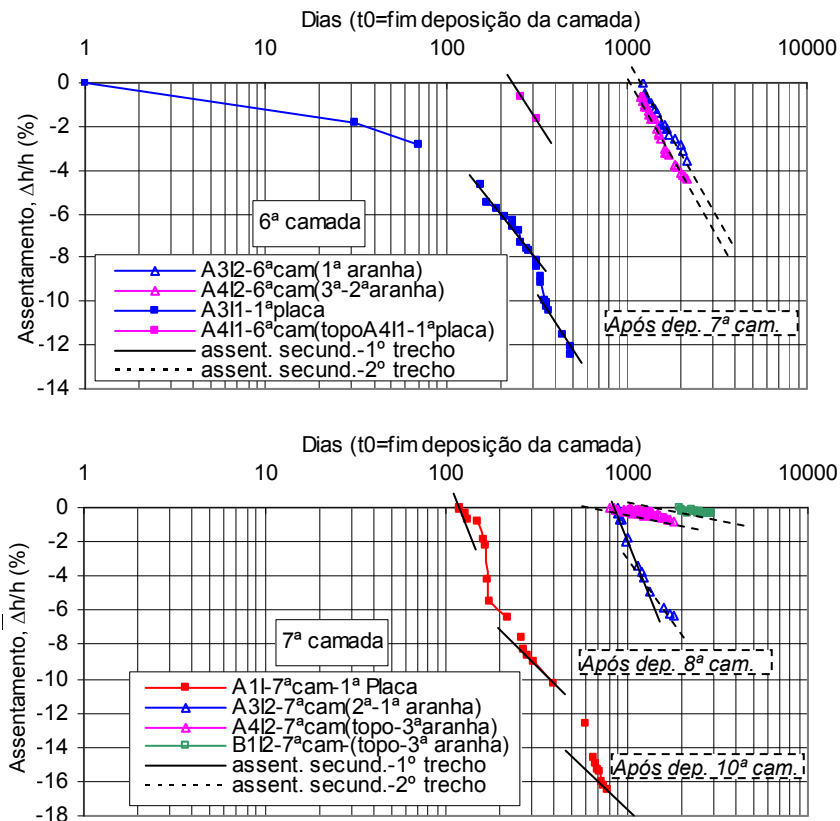


Figura 8.32 – Assentamentos secundários da 6ª a 9ª camadas de resíduos em função do tempo decorrido após o fim da deposição da camada respectiva (continua na página seguinte).

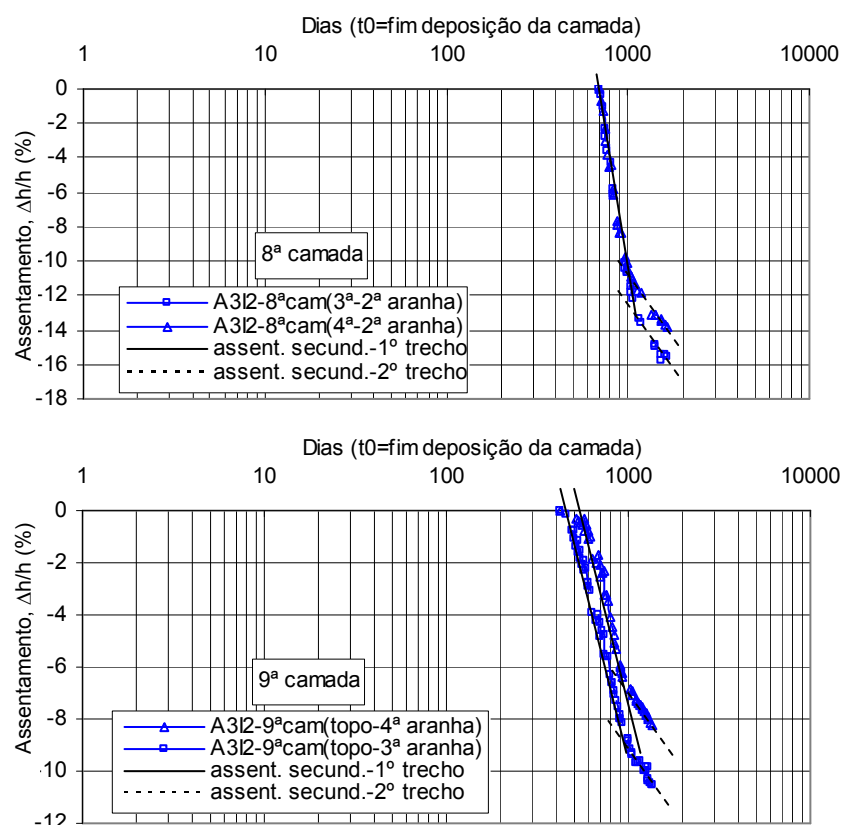


Figura 8.32 – Assentamentos secundários da 6ª a 9ª camadas de resíduos em função do tempo decorrido após o fim da deposição da camada respectiva (continuação).

Quadro 8.10 – Resumo dos coeficientes de compressão secundária das camadas individuais.

Nº da Camada	Pontos de controlo dos assentamentos	Novas camadas depositadas	Durante deposição	Após fim da deposição	
			$C\alpha'1$	$C\alpha'1$	$C\alpha'2$
1ª	M1-1ªcam(topo)	-	-	-	0.021
	C2P-1ªcam(topo)	-	-	-	0.014
	C2I <sub>2</sub> -1ªcam(topo)	-	-	-	0.015
	M5-1ªcam(topo)	-	-	-	0.015
4ª	B1I <sub>2</sub> -4ªcam(1ªaranha)	-	-	-	0.138
5ª	B1I <sub>2</sub> -5ªcam(3ª-1ªaranha)	-	-	-	0.130
	A4I <sub>1</sub> -5ªcam(1ªplaca-1ªaranha)	6ª	0.425	-	-
	A4I <sub>2</sub> -5ªcam(2ª-1ªaranha)	-	-	-	0.108
6ª	A4I <sub>1</sub> -6ªcam(topo-1ªplaca)	-	0.125	-	-
	A4I <sub>2</sub> -6ªcam(3ª-2ªaranha)	-	-	-	0.149
	A3I <sub>1</sub> -6ªcam(1ªplaca)	-	0.104	-	-
		7ª	0.129	-	-
	A3I <sub>2</sub> -6ªcam(1ªaranha)	-	-	-	0.125
7ª	B1I <sub>2</sub> -7ªcam(topo-3ªaranha)	-	-	-	0.020
	A4I <sub>2</sub> -7ªcam(topo-3ªaranha)	-	-	-	0.022
	A3I <sub>2</sub> -7ªcam(2ª-1ªaranha)	-	-	0.285	0.110
		-	0.134	-	-
	A1I-7ªcam(1ªplaca)	-	0.134	-	-
		10ª+9ª+8ª	-	0.286	-
8ª	A3I <sub>2</sub> -8ªcam(4ª-2ªaranha)	-	-	0.549	0.152
	A3I <sub>2</sub> -8ªcam(3ª-2ªaranha)	-	-	0.649	0.170
9ª	A3I <sub>2</sub> -9ªcam(topo-4ªaranha)	-	-	0.248	0.115
	A3I <sub>2</sub> -9ªcam(topo-3ªaranha)	-	-	0.279	0.128

A variação dos coeficientes de compressão secundária em função da idade média da camada à data de  $t_2$ , e em função da altura da camada e da altura total de resíduos depositados, ambas à data de  $t_1$ , é apresentada na Figura 8.33.

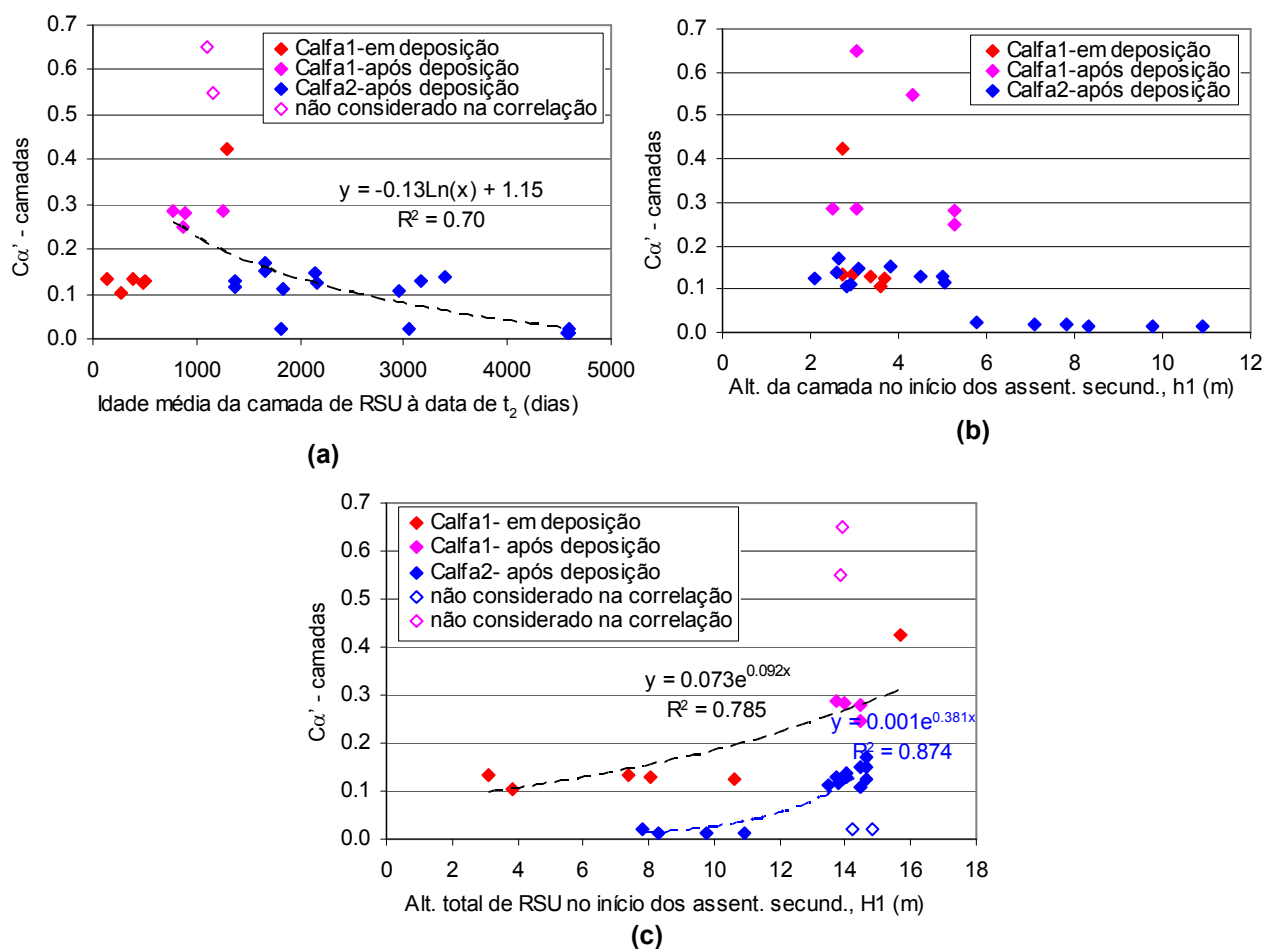


Figura 8.33 – Variação dos coeficientes de compressão secundária das camadas de resíduos em função da: (a) idade média da camada; (b) altura da camada; (c) altura total de resíduos.

#### Resumo dos coeficientes de compressão secundária

Do apresentado anteriormente verifica-se, em termos gerais, que os coeficientes de compressão secundária determinados após o fim da deposição no aterro decrescem logaritmicamente com o aumento da idade dos resíduos, não sendo visível o mesmo tipo de comportamento para os determinados durante a fase de deposição; e que todos eles tendem a aumentar exponencialmente com a altura total de resíduos depositados.

Para melhor ilustrar o indicado e se poder comparar os valores obtidos através das diferentes metodologias indicadas, são apresentados na Figura 8.34 a totalidade dos valores determinados em função da idade média (à data de  $t_2$ ) e da altura total de resíduos, exceptuando apenas os que, para cada caso, foram indicados como não considerados nas correlações apresentadas. Nestas figuras apresentam-se ainda as correlações obtidas para cada conjunto de dados e, de forma destacada (a vermelho), as obtidas a partir da totalidade dos valores determinados pelos diferentes procedimentos, com excepção dos ensaios edométricos que, comparativamente com os restantes, forneceram valores muito inferiores.

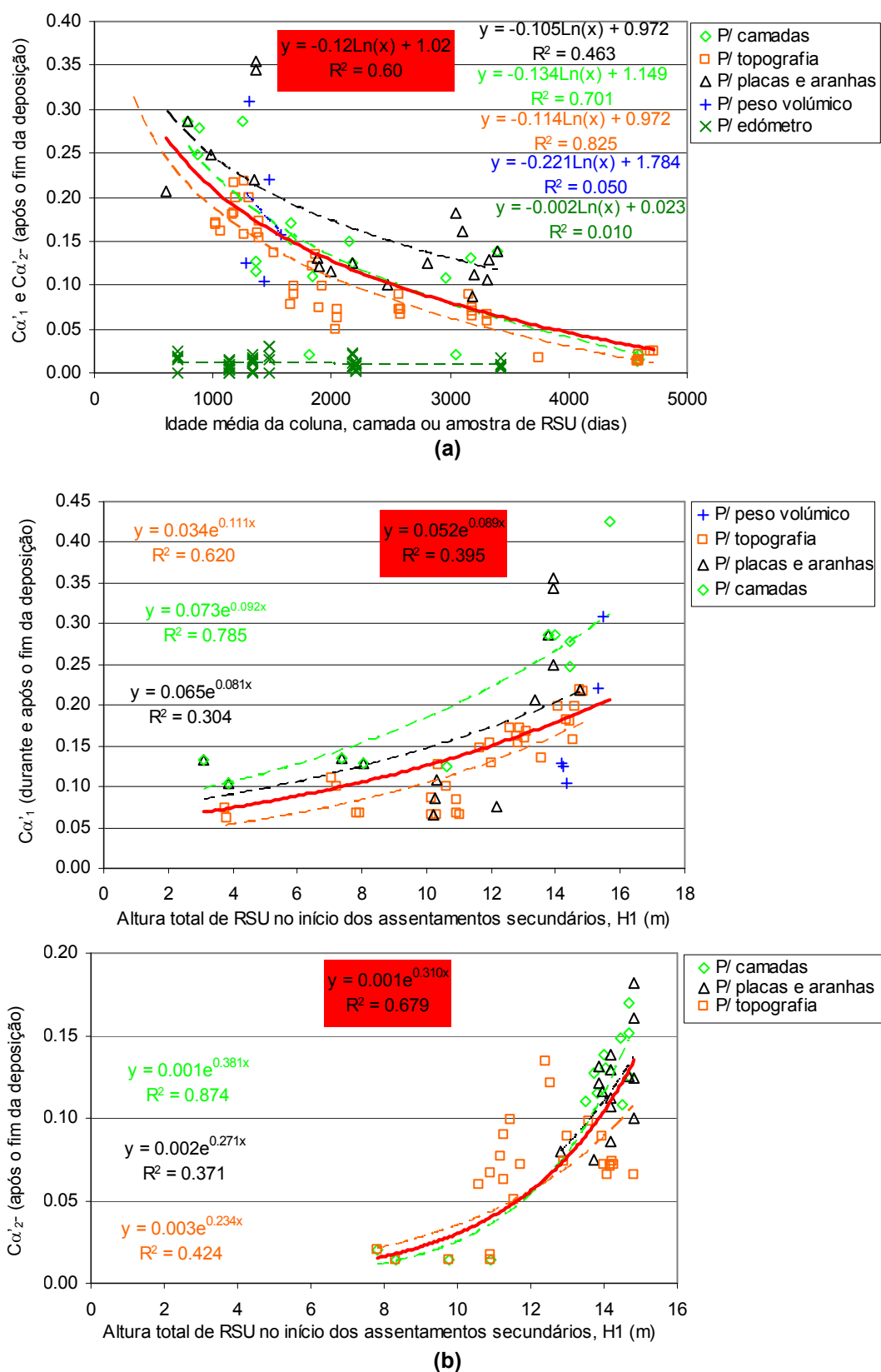


Figura 8.34 – Variação dos coeficientes de compressão secundária determinados por diferentes procedimentos em função da: (a) idade média dos resíduos; (b) altura total de resíduos.

Exceptuando os valores determinados a partir dos ensaios edométricos (os quais não foram considerados na correlação obtida com a totalidade dos dados – a vermelho), observa-se que, de um modo geral, os valores obtidos a partir da monitorização do aterro pelos vários procedimentos são concordantes entre si, mesmo no caso dos determinados a partir dos pesos volúnicos médios com as simplificações assumidas.

O facto de os valores determinados a partir dos ensaios edométricos serem bastante inferiores aos obtidos a partir da monitorização do aterro deverá estar associado ao facto, já mencionado, de os assentamentos ocorridos durante estes ensaios não incorporarem os resultantes dos processos de biodecomposição, podendo ainda contribuir para estas diferenças a reduzida altura ds provetes que, como verificado, tem uma influência significativa neste parâmetro. Assim, a avaliação dos coeficientes de compressão secundária global (mecânico + biológico) através deste tipo de ensaios resulta numa subavaliação deste parâmetro pelo que, em princípio, os valores determinados a partir de ensaios edométricos deverão ser mais representativos apenas do coeficiente de compressão secundária mecânico dos resíduos.

Os resumos das análises estatísticas dos valores obtidos a partir de cada metodologia para os coeficientes de compressão secundária determinados durante e após a fase de deposição são apresentados na Figura 8.35.

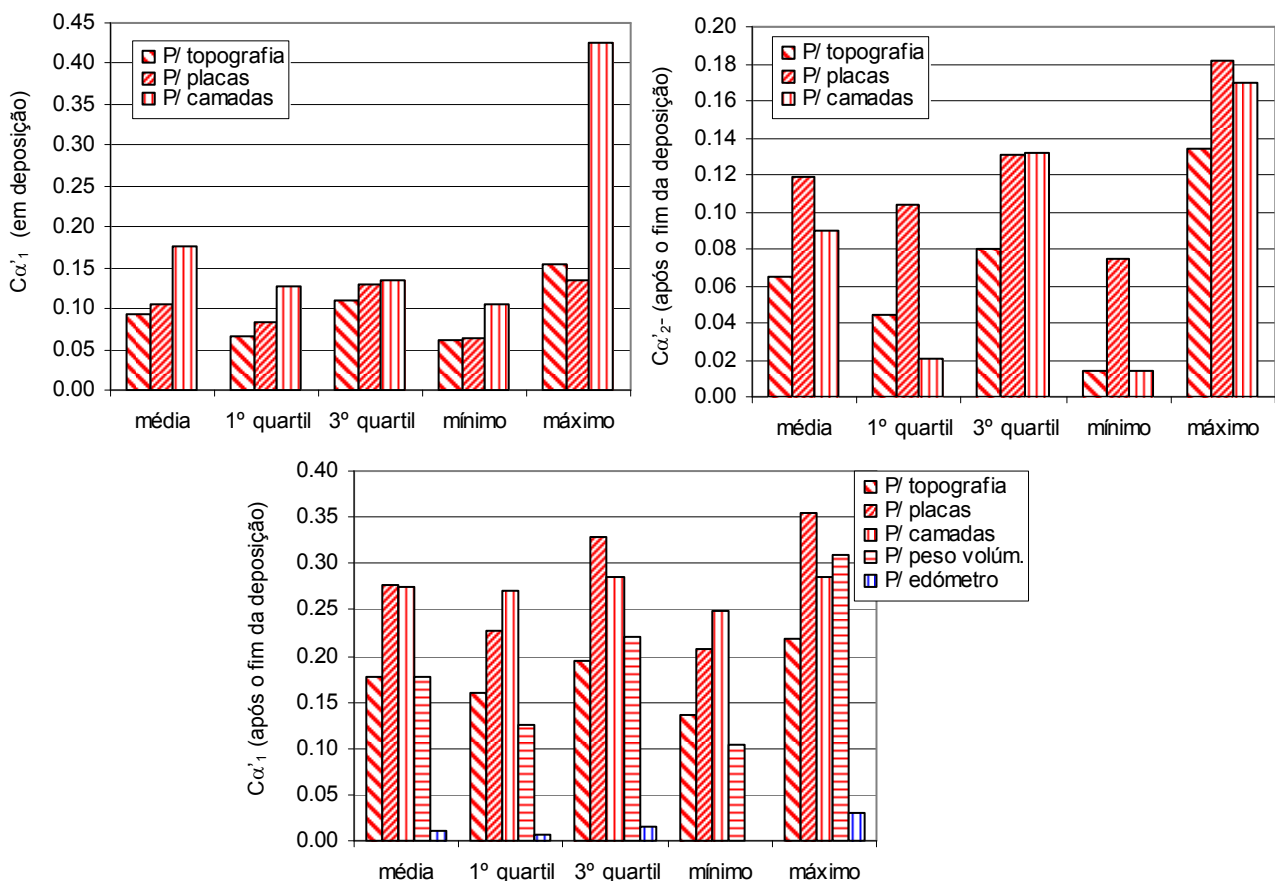


Figura 8.35 – Parâmetros estatísticos da distribuição dos valores de  $C\alpha'_1$  e  $C\alpha'_2$ , durante e após o fim da deposição no aterro, determinados por diferentes metodologias.

### 8.2.3 Considerações gerais

Da análise dos assentamentos do aterro sanitário de Sto Tirso pode destacar-se o seguinte:

- Fase de enchimento do aterro – apenas se registaram assentamentos primários e um trecho de assentamentos secundários (1º); a finalização dos assentamentos primários variou entre 35 a 100 dias (valores limites) após o fim da deposição da camada em causa, sendo o tempo médio de finalização, a partir dos vários pontos de controlo, de 63 dias;
- Fase após o fim da deposição no aterro – para além dos assentamentos primários associados à deposição da última camada do aterro, identificaram-se dois ramos de assentamentos secundários: um primeiro mais inclinado a que correspondem maiores taxas de assentamento, seguido de um segundo trecho, menos inclinado e com menores taxas de assentamento; a finalização dos assentamentos primários variou entre 90 e 100 dias, com um valor médio de 96 dias, e a finalização do 1º trecho de assentamentos secundários ocorreu ao fim de 550 a 1050 dias, sendo o respectivo valor médio de 787 dias.

Os assentamentos secundários registados após o fim da deposição, que se caracterizam pela existência de dois trechos com diferentes inclinações em que esta mudança ocorre para períodos de tempo da ordem de 1,5 a 2,9 anos após o fim da deposição, é concordante com o verificado por outros autores (§ 3), incluindo o tempo de transição constatado que também é da mesma ordem de grandeza. A diminuição da velocidade dos assentamentos com o avançar do tempo foi também observada noutros aterros, como é o caso dos resultados apresentados por Edil *et al* (1990) ou da compilação de resultados de vários casos de estudo apresentada por Coumoulos & Koryalos (1997; Figura 3.11).

Não obstante, alguns autores, nomeadamente Edgers *et al* (1992) e Konig *et al* (1996, *in* Kockel *et al*, 1997), constataram que ao primeiro trecho estão associadas menores taxas de assentamentos e valores mínimos de  $C\alpha'$ , e ao segundo trecho maiores valores destes parâmetros, enquanto os dados do aterro sanitário de Sto Tirso levam a concluir o contrário: após o fim da deposição verifica-se um período inicial de assentamentos secundários em que as taxas de assentamento são mais elevadas e, a partir de determinado momento, estas tendem a diminuir. Segundo aqueles autores ao primeiro trecho estão associados essencialmente processos de compressão mecânica secundária e ao segundo trecho acrescem os processos de biodecomposição aos de compressão mecânica secundária, resultando portanto num incremento dos assentamentos.

De facto, segundo o trabalho de Edgers *et al* (1992; Figuras 3.4a) e 3.10a)) em que são analisados os assentamentos registados em 22 aterros sanitários a partir do fim da deposição, é indicada a existência de um trecho inicial das curvas, com pequena inclinação, que finaliza aproximadamente ao fim de 100 dias, um segundo trecho, mais inclinado, que se inicia para períodos de tempo compreendidos entre 100 e 6000 dias, e não é referida a existência de um terceiro trecho, apesar de algumas das curvas apresentadas incluírem, na parte final, algumas leituras em que a taxa de assentamentos diminui. Apesar de o primeiro trecho de assentamentos com duração da ordem dos 100 dias poder estar associado aos assentamentos primários

decorrentes dos últimos trabalhos de deposição e colocação da cobertura (tal como verificado no aterro sanitário de Sto Tirso e noutros casos de estudo), os autores consideram que os dois trechos identificados estão associados a fenómenos de compressão secundária e consideram que não existe compressão primária em consequência da incompleta saturação dos resíduos.

Por outro lado, os dados apresentados por Konig *et al* (1996; Figuras 3.4b) e 3.10b)) incluem algumas curvas de assentamentos em função do tempo decorrido após o fim da deposição em que se verifica, na parte final das curvas, uma diminuição dos assentamentos que ocorre ao fim de cerca de 600 a 1100 dias (1,6 a 3 anos). Acresce que nas curvas em que o registo dos assentamentos se iniciou logo após o fim da deposição e em que existem leituras nos primeiros 200 a 300 dias (apenas duas curvas; na restantes curvas apresentadas as primeiras leituras ocorrem apenas ao fim de cerca de 350 dias), observa-se também a presença de um primeiro trecho, menos inclinado, que tende a finalizar ao fim de cerca de 100 a 200 dias.

Períodos de tempo da ordem dos 90 a 100 dias após o fim da deposição (ou aplicação de uma sobrecarga) e a partir dos quais se verificou um aumento dos assentamentos, foram também identificados por Pereira (2000), a partir da monitorização de um aterro sanitário em Madrid, e associados a fenómenos de compressão primária, bem como por Bjarngard & Edgards (1990) ou Stulgis *et al* (1995), entre outros, que verificaram que os assentamentos primários estão por regra concluídos 10 a 100 dias após a aplicação da sobrecarga.

Em resumo, o comportamento dos assentamentos do aterro sanitário de Sto Tirso são idênticos aos verificados por Edil *et al* (1990), Bjarngard & Edgards (1990), Stulgis *et al* (1995), Grisolia & Napoleoni (1995c), Coumoulos & Koryalos (1997), Pereira (2000), Olivier (2003), entre outros, os quais, na verdade poderão não ser discordantes dos observados por Edgers *et al* (1992) e por Konig *et al* (1996) se se considerar que os primeiros trechos de assentamentos verificados por estes autores poderão estar associados a assentamentos primários e que algumas das curvas apresentam um terceiro trecho de menor inclinação que se inicia para períodos de tempo compreendidos entre 1,6 e 3 anos (no caso do trabalho de Konig *et al*, 1996) ou superior (no caso do trabalho de Edgers *et al*, 1992). O facto de alguns dos trabalhos publicados se basearem na análise de registos de assentamentos em que as primeiras leituras decorreram bastante tempo depois da finalização da deposição ou em que o tempo de registo não foi suficientemente longo, poderá estar na base de algumas das contradições verificadas.

A comparação dos tempos de transição entre os dois trechos de compressão secundária do aterro sanitário de Sto Tirso (1,5 a 2,9 anos após o fim da deposição; § 8.2.2) com os tempos em que se observou o aumento das temperaturas do corpo do aterro (até 1,4 a 2 anos após o fim da deposição; § 6.7 e 7.3.6), ou o aumento dos parâmetros químicos dos lixiviados (até 2 a 3 anos após o fim da deposição; § 7.4) ou ainda com o aumento dos pesos volúnicos médios (até 1,5 a 2 anos após o fim da deposição; § 7.3.5.1), sugere que o período de tempo de 1,5 a 3 anos corresponderá ao de uma transição global do comportamento dos resíduos depositados, condicionada, essencialmente, por um desaceleramento dos processos de biodecomposição, os quais se iniciam com a deposição dos resíduos. Este período de tempo é concordante com o verificado por Frantzis (1991) que, a partir da monitorização dos assentamentos de um aterro



sanitário grego durante 7 anos, constatou que cerca de 65% dos assentamentos ocorreram ao fim de 3 anos.

No Quadro 8.11 apresenta-se um resumo dos períodos de tempo mencionados (após o fim da deposição no aterro), correspondentes à verificação da mudança de comportamentos e da ordem de grandeza de alguns dos parâmetros dos resíduos.

Quadro 8.11 – Comparação entre os tempos correspondentes às diferenças de comportamento observadas.

Parâmetros	Actividade dos processos de biodecomposição					
	Actividade muito alta		Actividade alta a intermédia		Actividade intermédia a residual	
	Descrição	Tempo*	Descrição	Tempo*	Descrição	Tempo*
Temperatura	Aumenta até valores máx. de 52°C	1,4 a 2	Diminui progressivamente até $\pm 35^\circ\text{C}$	5 a 6	Diminui progressivamente até valores mínimos de $\pm 25^\circ\text{C}$	> 5 a 6 (últimas leituras correspondem a 11,7 anos)
CQO, CBO <sub>5</sub> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Aumentam progressivamente	2 a 3	Mantêm-se altos	5 a 6	Diminuem progressivamente	> 5 a 6 (últimas leituras correspondem a 11,2 anos)
$\gamma_{\text{médio}}$	Aumenta progressivamente	1,5 a 2	Mantêm-se $\pm$ constantes	Até últimas leituras ( $\pm 3,2$ a 3,8)	?	(últimas leituras correspondem a 3,2 a 3,8 anos)
Taxa de assentamentos e $C\alpha'$	Taxa de assentamento elevada; $C\alpha'$ típico entre 0,3 e 0,15	1,5 a 2,9	Diminuição da taxa de assentamento; $C\alpha'$ típico entre 0,13 e 0,07	$\pm 8$	Diminuição da taxa de assentamento; $C\alpha'$ típico entre 0,025 e 0,015	> 8 (últimas leituras correspondem a 11,7 anos)

\* - tempo, em anos, após o fim da deposição no aterro.

Considerando o exposto anteriormente, a curva teórica dos assentamentos registados por um aterro sanitário poderá ser representada por um esquema como o da Figura 8.36, em parte similar ao proposto por Grisolia & Napoleoni (1995c), em que:

- até cerca de 1 a 3 meses após a aplicação de sobrecargas se verificam assentamentos essencialmente devidos ao rearranjo estrutural das partículas sólidas, a fenómenos de consolidação e de biodecomposição (“compressão primária”);
- até cerca de 1,5 a 3 anos há um incremento dos assentamentos, devido a processos de biodecomposição muito activos e de fluência mecânica, estes últimos com um peso muito menor do que os biológicos (“compressão secundária activa”);
- para períodos superiores há uma diminuição dos assentamentos em consequência de os processos de biodecomposição passarem para uma fase intermédia de actividade e em que, em princípio, ainda decorrem processos de fluência mecânica (“compressão secundária intermédia”).

Esta última fase deverá manter-se pelo menos até períodos de tempo da ordem dos 5 a 6 anos após o fim da deposição (de acordo com os registos de temperaturas e análises químicas; § 7.3.6 e 7.4) ou superiores (cerca de 8 anos, de acordo com os valores dos coeficientes de compressão secundária), sendo provável que para maiores períodos de tempo ocorra uma nova diminuição das taxas de assentamento consoante a

actividade bioquímica do aterro for diminuindo ("compressão secundária residual"). Os dados obtidos no presente estudo bem como na maior parte dos trabalhos publicados são insuficientes para a definição desta eventual fase residual.

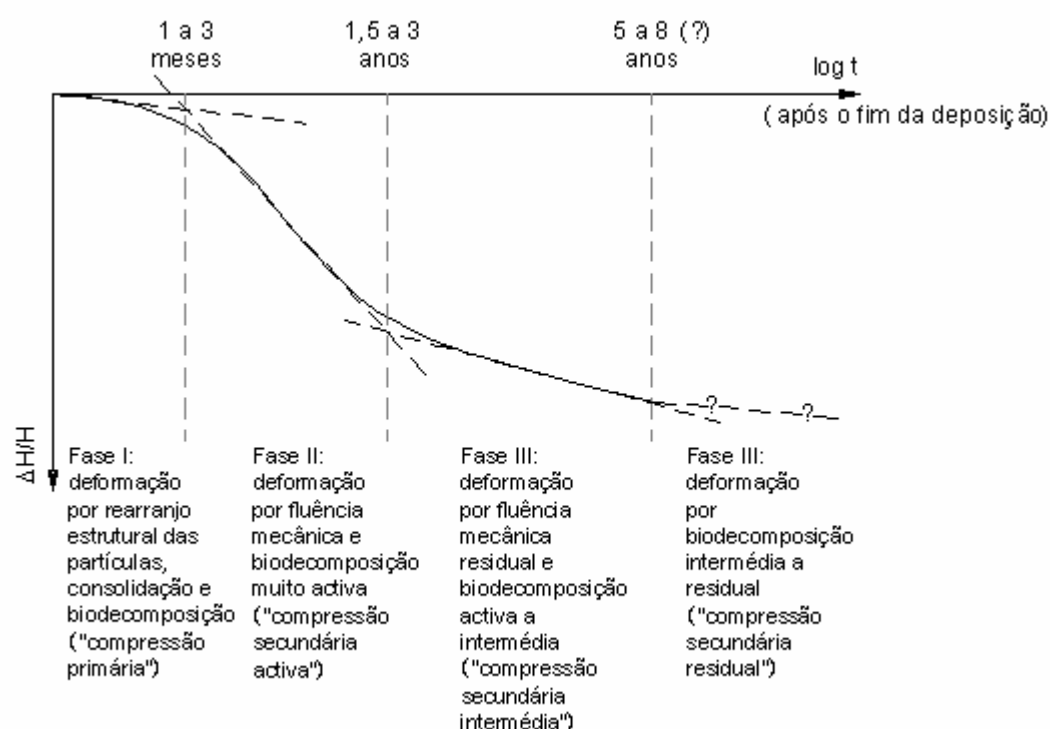


Figura 8.36 – Curva teórica de assentamento dos resíduos a partir do fim da deposição de um aterro sanitário.

### 8.3 COEFICIENTES DE IMPULSO EM REPOUSO E DE POISSON

Os coeficientes de impulso em repouso,  $K_0$ , e de Poisson,  $\nu$ , foram determinados a partir das tensões efectivas obtidas durante a monitorização do aterro e dos ensaios triaxiais.

#### Ensaio de laboratório

Os valores dos coeficientes de Poisson,  $\nu$ , determinados a partir dos ensaios triaxiais foram já apresentados no § 5.3.3.2 (Figuras 5.75 a 5.78) e encontram-se resumidos na Figura 8.37, em função da deformação axial.

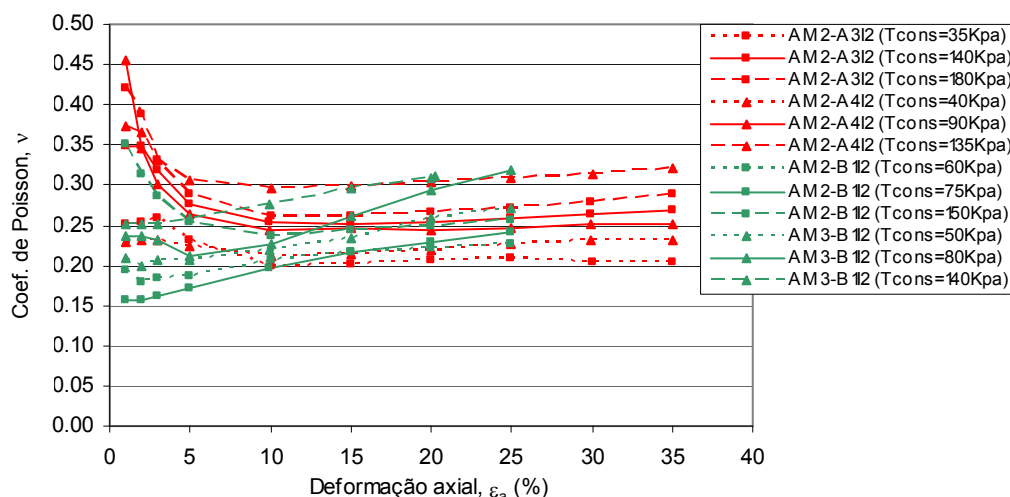


Figura 8.37 – Coeficientes de Poisson determinados a partir dos ensaios triaxiais em função da deformação axial.

Para níveis de deformação axial entre, aproximadamente, 5% e 20% para as amostras B e entre 10% e 20% para as amostras A, regista-se um aumento dos valores do coeficiente de Poisson, o qual é mais nítido para as amostras mais antigas (Estação B). Para níveis de deformação mais elevados os valores deste parâmetro tendem a estabilizar, com valores idênticos para todas as amostras e compreendidos entre 0,2 e 0,33. Para deformações inferiores a 10% verifica-se ainda que as amostras B forneceram menores coeficientes de Poisson do que as amostras A, tendendo a igualar-se para níveis de deformação superiores.

A ordem de grandeza dos valores obtidos bem como o aspecto das curvas apresentadas são similares às determinadas por Carvalho (1999) a partir de ensaios triaxiais de resíduos de um aterro de São Paulo (Figura 8.38). Apesar de nos trabalhos publicados por Landva *et al* (2000), Jessberger & Kockel (1993) ou Towhata *et al* (2004, *in* Zeccos, 2005) - relativos, no primeiro caso, a ensaios realizados numa câmara de compressão confinada com registo das tensões laterais e nos restantes a ensaios triaxiais (§ 2.4) - não se observar a influência da tensão de confinamento nos resultados obtidos, os resultados dos ensaios realizados por Carvalho (1999) e com os resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso parecem demonstrar haver um ligeiro aumento dos coeficientes de Poisson com o aumento da tensão de consolidação.

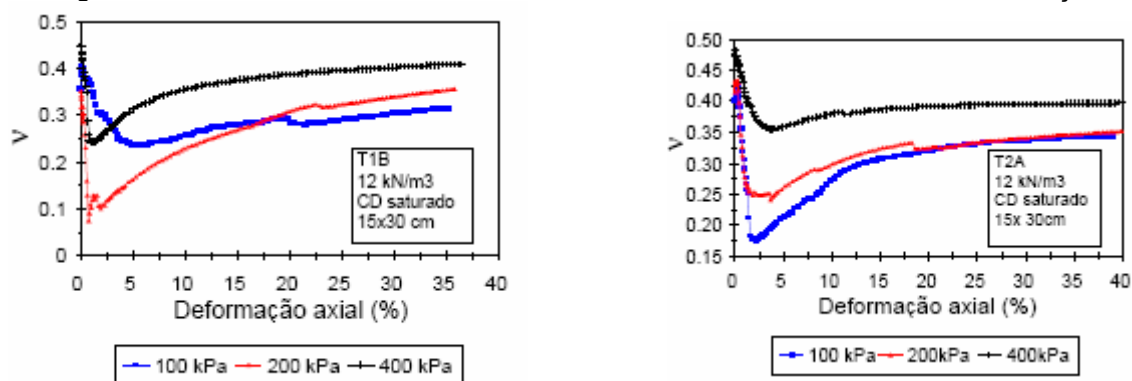


Figura 8.38 – Coeficientes de Poisson obtidos de ensaios triaxiais por Carvalho (1999).

Algumas das diferenças verificadas poderão estar associadas a variações da densidade e da composição dos resíduos ensaiados em cada caso, em particular com a quantidade de fibras e de materiais “tipo solo” presentes. Zeccos (2005) a partir de ensaios triaxiais cíclicos realizados sobre amostras com diferentes composições e dimensões de resíduos, observou que os valores dos coeficientes de Poisson, para baixas deformações de corte, tendem a diminuir para amostras com menores pesos volúmcicos e com maiores teores em fibras. Também Landva *et al* (2000) verificaram uma diminuição dos valores de  $K_0$  e de  $\nu$  (estes deduzidos a partir da teoria da elasticidade) com o aumento dos teores em fibras dos resíduos (Figura 2.41), obtendo valores de  $K_0$  compreendidos entre 0,40 e 0,26 para amostras com percentagens de fibras da ordem de 30% e 65%, respectivamente.

No presente estudo, os resultados obtidos não permitiram confirmar este comportamento, já que as amostras da Estação A apresentam maiores teores em fibras e menores pesos volúmcicos iniciais do que as da Estação B, e para baixos níveis de deformação forneceram valores de  $\nu$  superiores aos das amostras da Estação B, enquanto para níveis de deformação superiores os valores são idênticos para as várias amostras. Porém, admite-se que a grande quantidade de elementos fibrosos de qualquer das amostras (considerando a totalidade de elementos fibrosos, correspondentes a “folhas+tiras+fios+tubos”, § 7.3.3, as quantidades destes elementos nas amostras dos ensaios triaxiais variam entre 38% e 56%) não permita esta diferenciação de comportamento. Na Figura 8.39 apresenta-se uma compilação de valores do coeficiente de Poisson determinados em laboratório e realizada por Zeccos (2005), à qual se acrescentaram os valores obtidos nos ensaios triaxiais das amostras de Sto Tirso após estabilização ( $\epsilon_a > 20\%$ ).

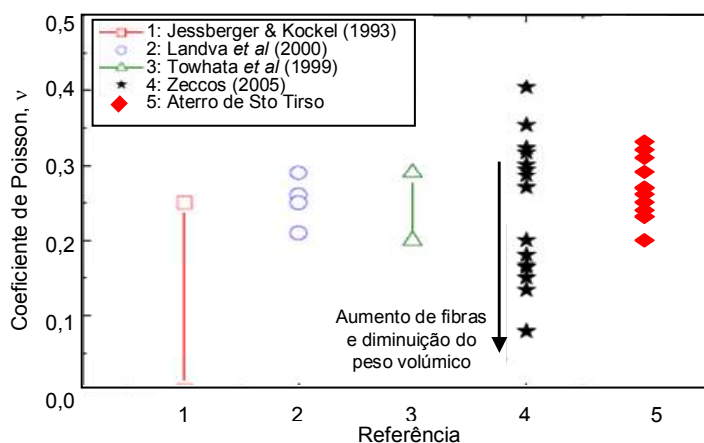


Figura 8.39 – Coeficientes de Poisson do aterro sanitário de Sto Tirso e compilados por Zeccos (2005) a partir de ensaios de laboratório.

### Monitorização

Os coeficientes de impulso em repouso,  $K_0$ , foram determinados a partir das tensões efectivas verticais e horizontais instaladas ao nível das células de pressão. Tal como realizado na avaliação dos pesos volúmcicos médios e dos coeficientes de compressão primária a partir dos dados da monitorização (§ 7.3.5.1 e § 8.2.1), as tensões efectivas foram, também neste caso, determinadas a partir das tensões totais

(verticais e horizontais;  $\sigma_v$  e  $\sigma_h$ ) registadas por cada conjunto de células de pressão (§ 6.6) e das alturas médias de lixiviado acima destas, considerando os assentamentos sofridos pelas células (Equação 8.25).

$$K_0 = \frac{\sigma'_h(t)}{\sigma'_v(t)} = \frac{\sigma_{hcel}(t) - (H_{lix}(t) - h_{cel}(t)) \cdot 10}{\sigma_{vcel}(t) - (H_{lix}(t) - h_{cel}(t)) \cdot 10} = \frac{\sigma_{hcel}(t) - [H_{lix}(t) - (h_{0cel} - \Delta h_{cel}(t - t_0))] \cdot 10}{\sigma_{vcel}(t) - [H_{lix}(t) - (h_{0cel} - \Delta h_{cel}(t - t_0))] \cdot 10} \quad (8.25)$$

Nas Figuras 8.40 e 8.41 apresenta-se a evolução deste parâmetro em função do tempo decorrido após o início da deposição em cada subestação em que se procedeu à instalação de células de pressão (Subestações A1, A2 e A3)

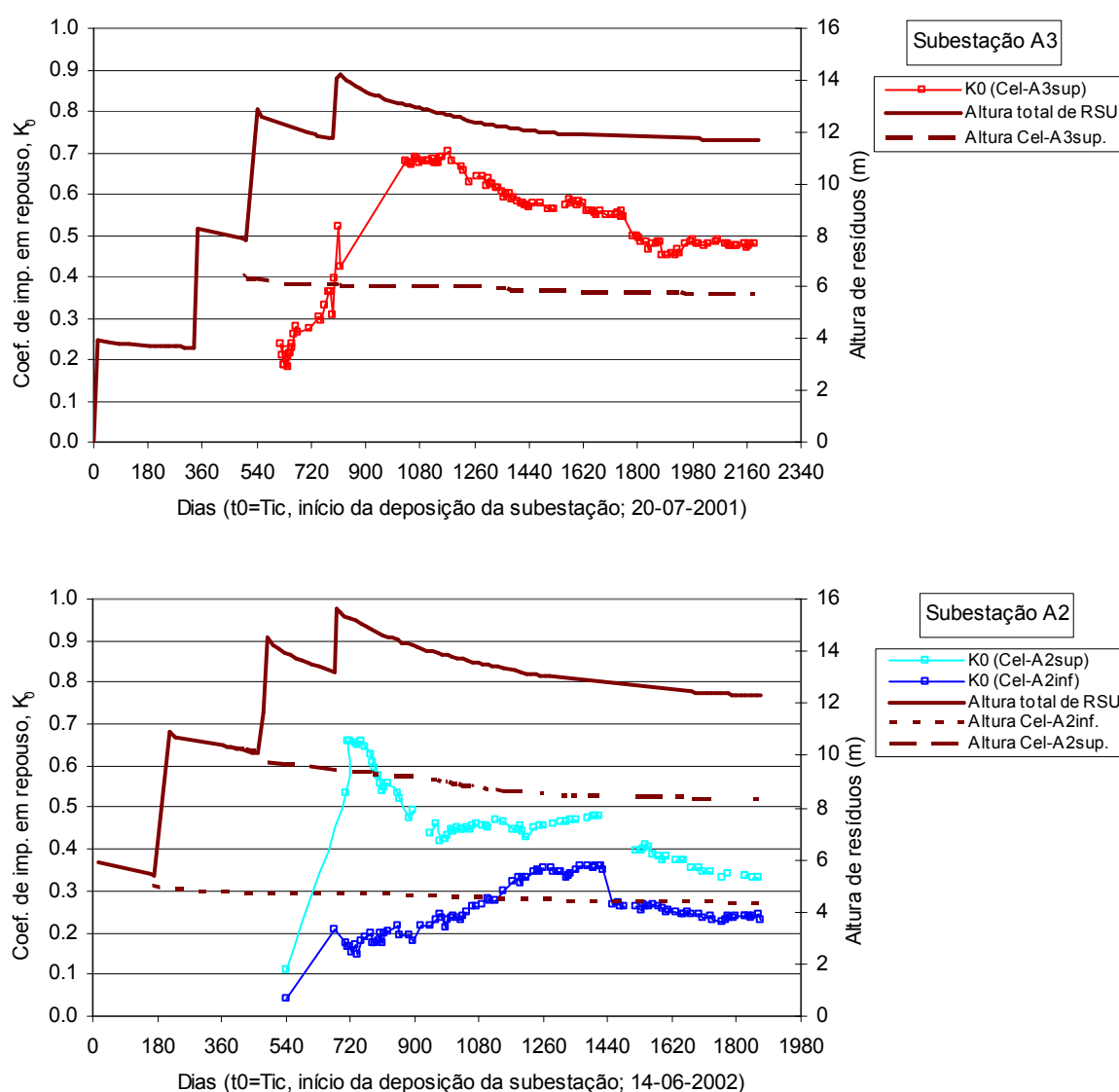


Figura 8.40 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso em função do tempo decorrido desde o início da deposição (Subestações A3 e A2).

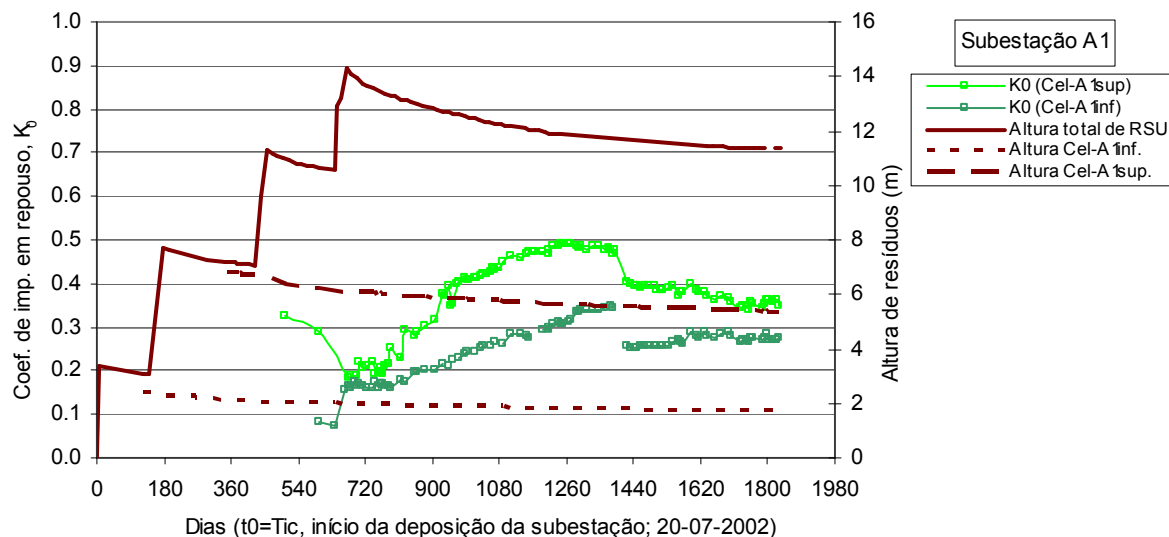


Figura 8.41 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso em função do tempo decorrido desde o início da deposição (Subestação A1).

Nas Figuras 8.42 a 8.43 apresenta-se a evolução dos respectivos coeficientes de Poisson,  $\nu$ , estimados com base na teoria da elasticidade (Equação 8.26), cuja aplicabilidade poderá ser discutível, em particular para grandes níveis de deformação, mas que, apesar do exposto, permite, no mínimo, uma estimativa deste parâmetro associado.

$$\nu = \frac{K_0}{1 + K_0} \quad (8.26)$$

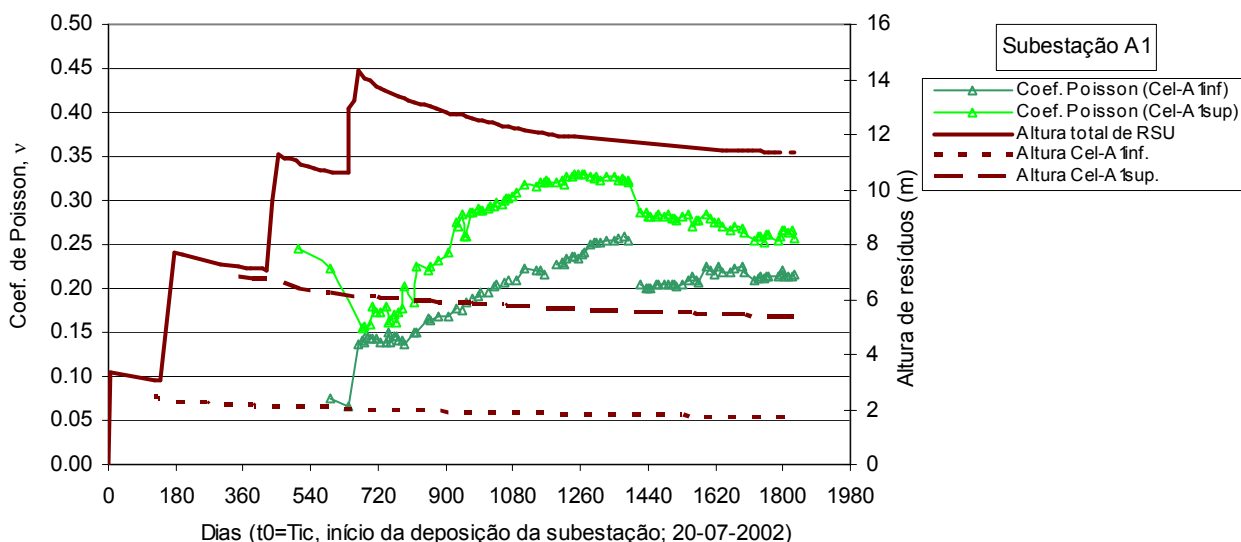


Figura 8.42 – Variação dos coeficientes de Poisson em função do tempo decorrido desde o início da deposição (Subestação A1).

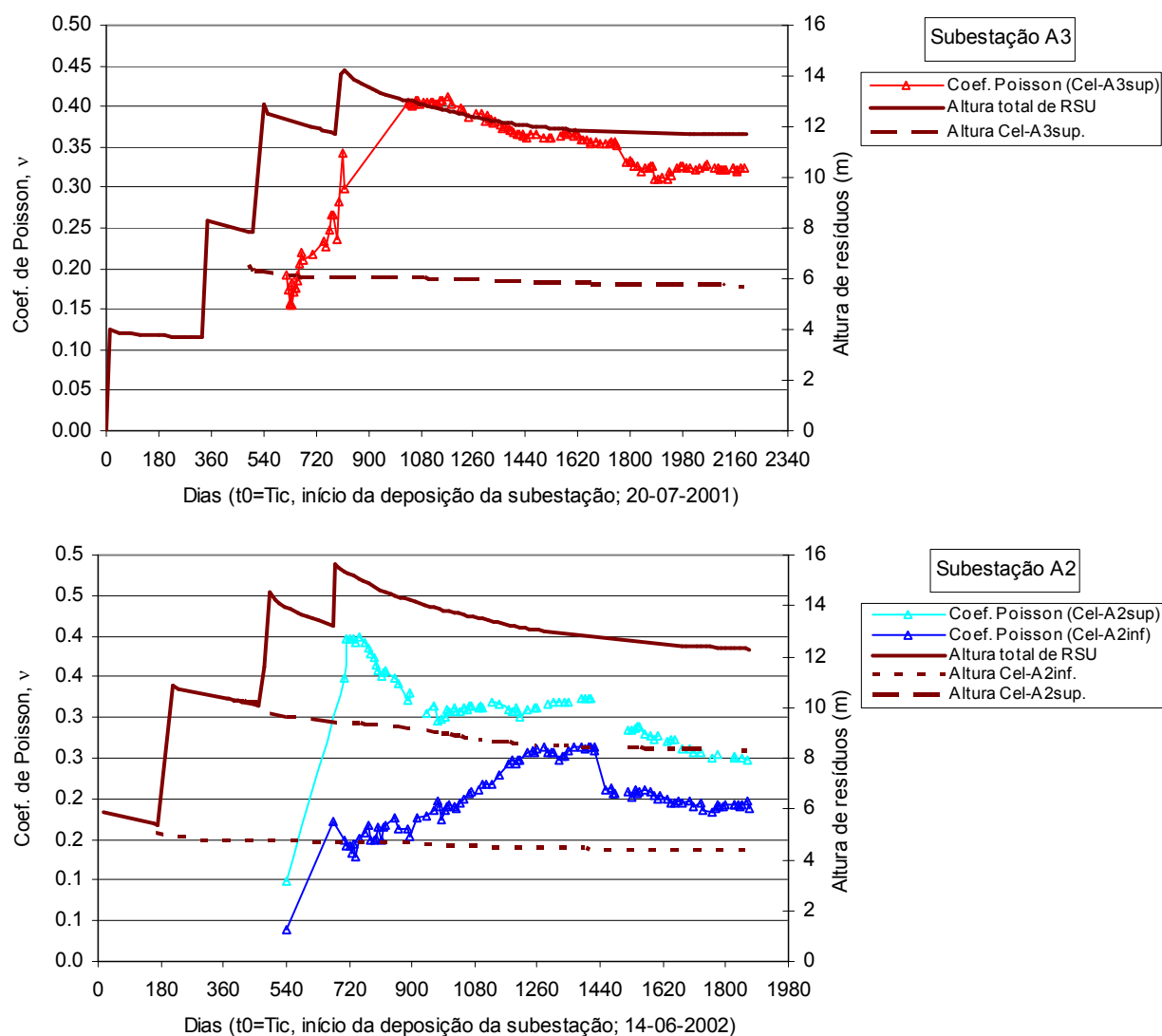


Figura 8.43 – Variação dos coeficientes de Poisson em função do tempo decorrido desde o início da deposição (Subestações A3 e A2).

Os dados apresentados permitem, no geral, identificar uma diminuição destes dois coeficientes associada à deposição de novas camadas, o que resulta do aumento da tensão vertical efectiva e dos assentamentos decorrentes da aplicação das sobrecargas, seguida de uma tendência para aumentarem e depois estabilizarem algum tempo após o fim da deposição.

Considerando apenas os valores obtidos para ambos os coeficientes após o fim da deposição, apresenta-se na Figura 8.44 a variação destes parâmetros em função do tempo decorrido após o fim da deposição e indicando-se a profundidade de cada conjunto de células à data do fim da deposição,  $Z(T_c) = H(T_c) - h_{cel}(T_c)$ , em que  $T_c$  é o tempo correspondente ao fim da deposição em cada subestação. As tensões médias de confinamento ( $\sigma_{oct}'$ ), correspondentes ao período de tempo após o fim da deposição, estão compreendidas entre 90 e 30 kPa, estando os valores mais elevados associados às células A3sup. Na Figura 8.45 apresentam-se os mesmos dados mas em função da idade média da coluna de resíduos acima das células.

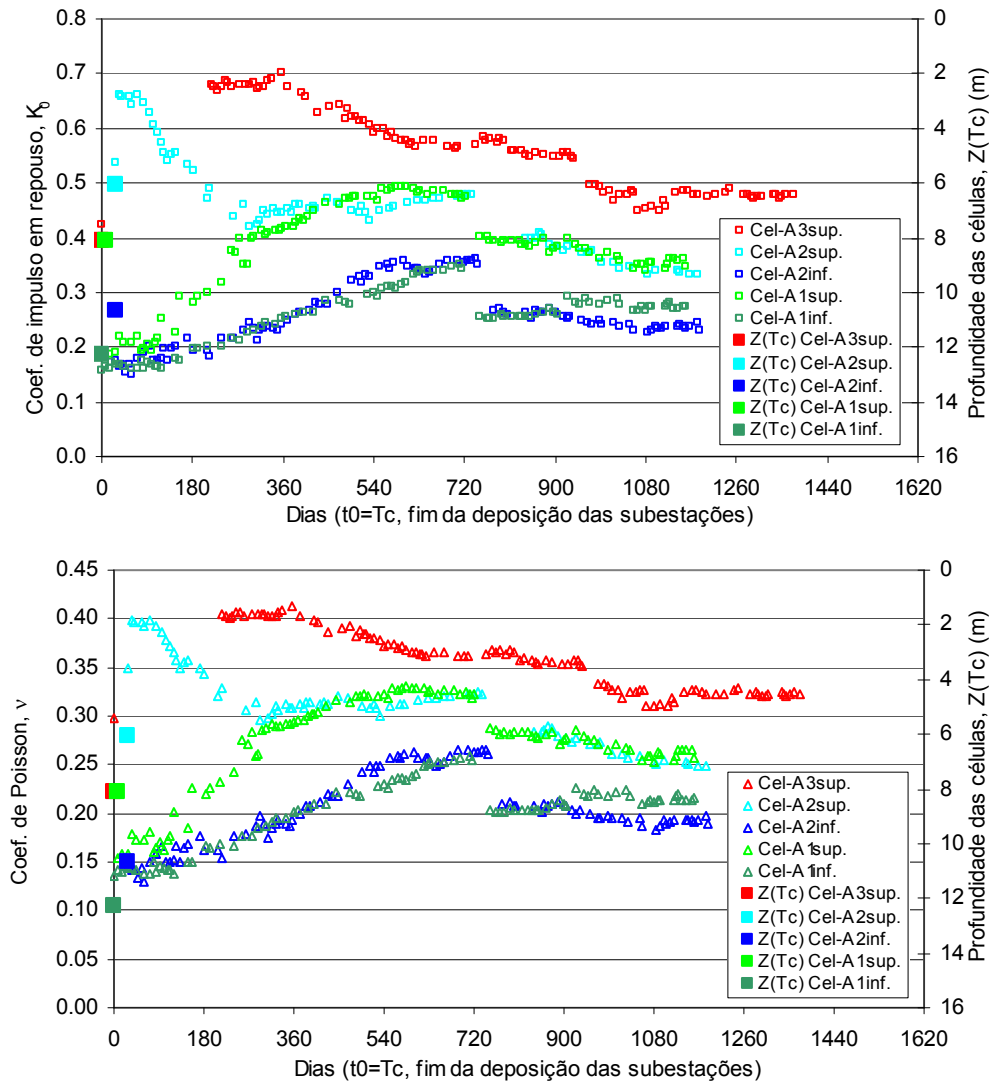


Figura 8.44 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson em função do tempo decorrido após o fim da deposição e da profundidade das células.

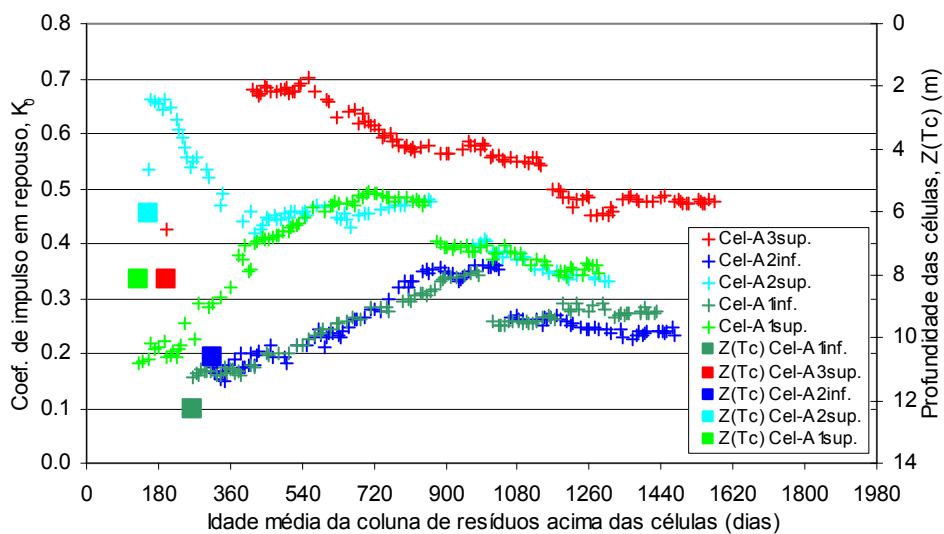


Figura 8.45 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson em função da idade média da coluna de RSU acima das células (continua na página seguinte).



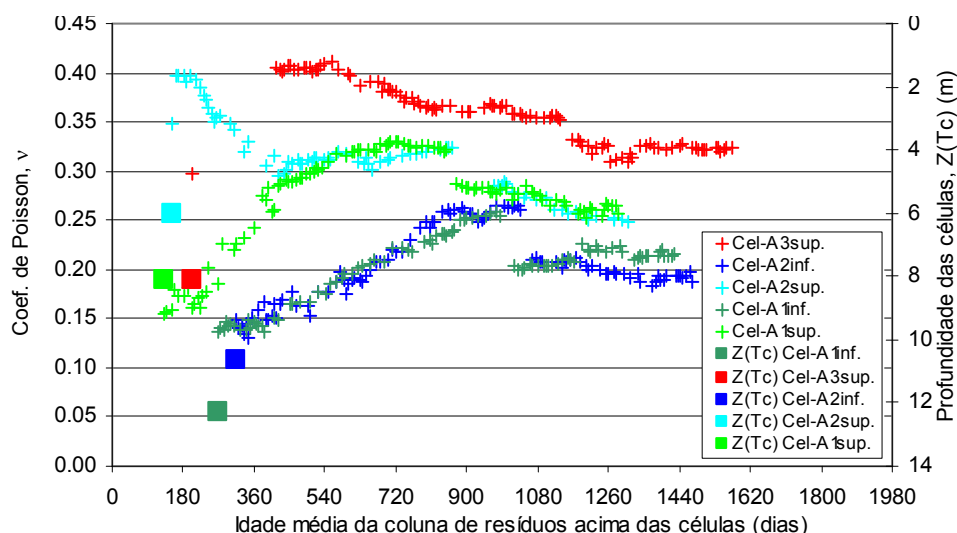


Figura 8.45 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson em função da idade média da coluna de RSU acima das células (continuação).

A análise das Figuras 8.44 e 8.45 mostra que os valores destes coeficientes aumentam durante um determinado período após o fim da deposição (com excepção dos primeiros valores determinados a partir da Cel-A2sup) e a partir de cerca de 2 a 2,7 anos, após o fim da deposição no aterro, tendem a estabilizar em valores compreendidos entre 0,23 e 0,48 para o coeficiente de impulso em repouso e entre 0,19 e 0,32 para o coeficiente de Poisson. A estes períodos de tempo correspondem idades médias da coluna de resíduos acima das células compreendidas entre os 4 e 5 anos. A ordem de grandeza deste período é, uma vez mais, concordante com os períodos de estabilização ou de mudança de comportamento observados para outros parâmetros, tais como os pesos volúnicos médios, as temperaturas do corpo do aterro, os parâmetros químicos dos lixiviados ou os coeficientes de compressão secundária.

Por outro lado, verifica-se uma tendência de diminuição da grandeza destes coeficientes com o aumento da profundidade. O facto de os resíduos mais profundos se encontrarem saturados leva a que as tensões efectivas de confinamento para estes níveis sejam por vezes inferiores aos existentes em zonas mais superficiais, pelo que apesar de haver uma diminuição dos valores de  $K_0$  e de  $\nu$  com o aumento da profundidade, verifica-se, tal como nos ensaios triaxiais, que estes parâmetros tendem a aumentar com a tensão efectiva média de confinamento (Figura 8.46; com excepção dos primeiros valores determinados a partir das Cel-A2sup). O facto de as células A3sup terem fornecidos valores superiores aos obtidos através das Cel-A1sup, embora ambos os conjuntos de células se encontrem a idêntica profundidade, poderá estar associado ao facto de as tensões efectivas de confinamento serem neste caso superiores às dos restantes conjuntos de células.

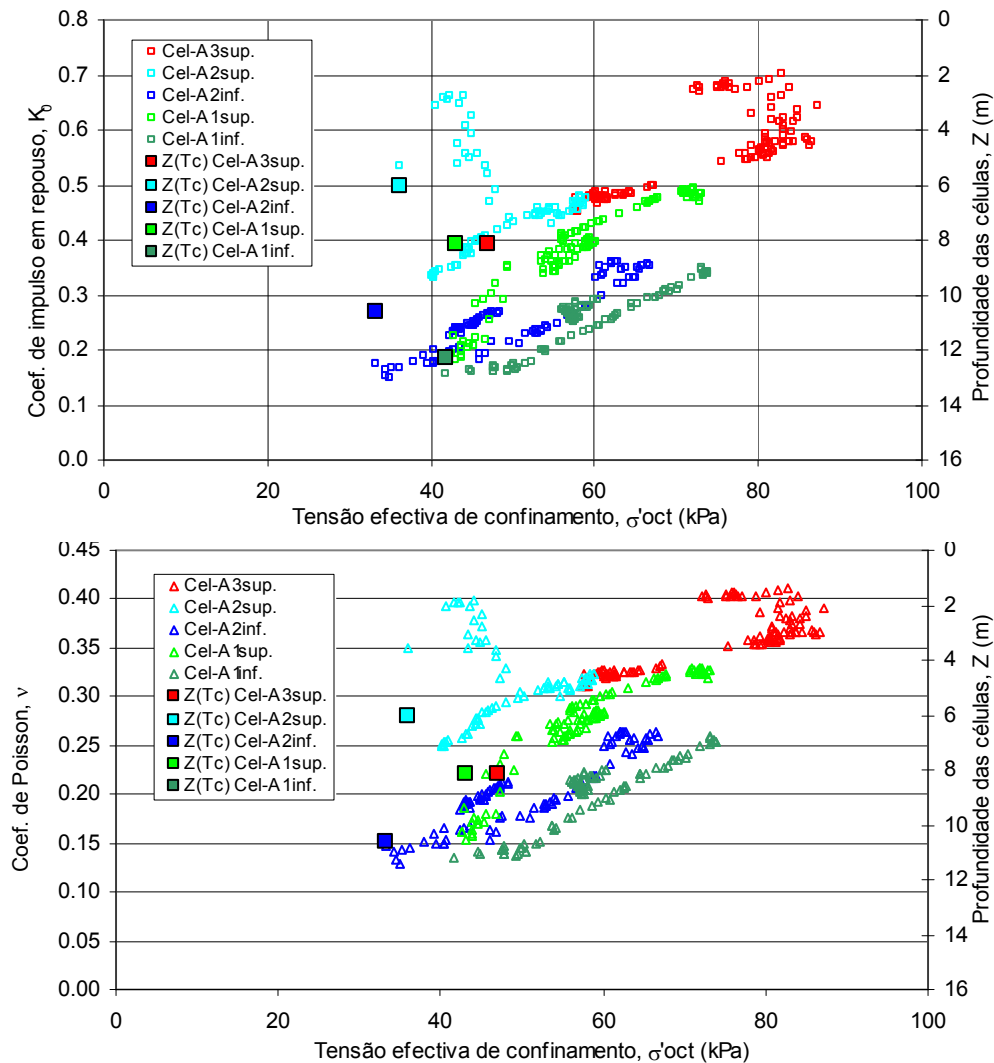


Figura 8.46 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson, após o fim da deposição no aterro, em função da tensão efectiva de confinamento ( $\sigma'_{oct}$ ).

Os dados reportados na bibliografia sobre estes parâmetros (§ 2.4) são, em termos gerais, concordantes com os observados no aterro sanitário de Sto Tirso, nomeadamente em termos de ordem de grandeza e verificação da diminuição destes coeficientes com o aumento da profundidade. Na Figura 8.47 é apresentada uma compilação de valores de  $K_0$  e  $\nu$  em função da profundidade, realizada por Zeccos (2005) a partir de medições *in situ*, acrescida dos resultados obtidos a partir da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso (após estabilização). Os símbolos a cheio correspondem a medições reais e os “ocos” a valores deduzidos a partir da teoria da elasticidade, quer para os valores compilados, quer para os do aterro de Sto Tirso.

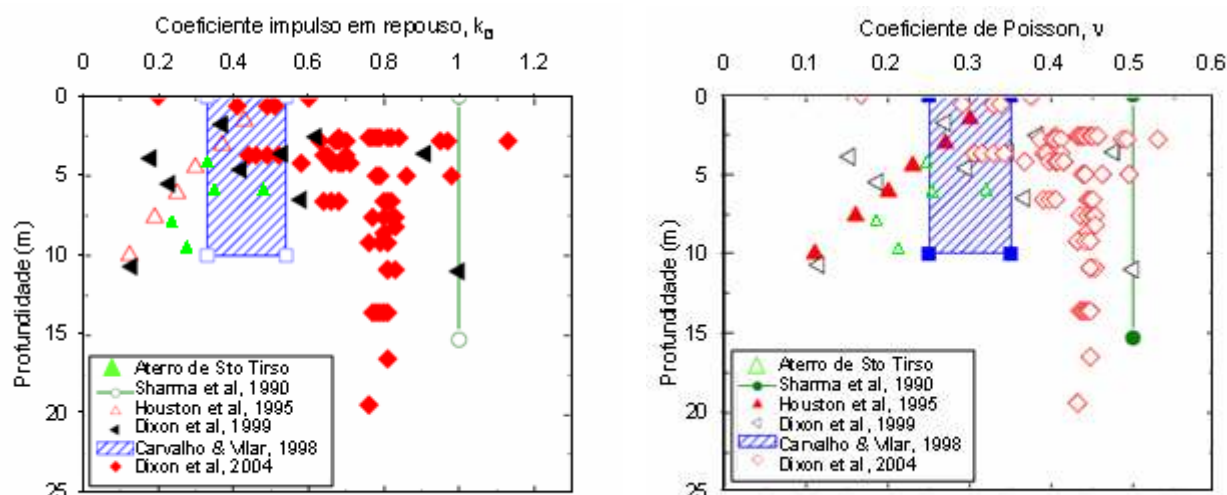


Figura 8.47 – Coeficientes de impulso em repouso e de Poisson determinados através da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso e compilados por Zeccos (2005), em função da profundidade.

Considerando a variação da altura de resíduos acima das células em relação à existente no fim da deposição, ou seja, os assentamentos da coluna de resíduos acima das células após o fim da deposição, projectaram-se os valores dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson em função destes assentamentos (Figura 8.48). Com excepção dos valores determinados a partir das Cel-A2sup (que até deformações de cerca de 15% demonstram uma diminuição destes parâmetros), os restantes evidenciam um aumento de ambos os coeficientes até níveis de deformação axial da ordem dos 20% a 25%, sendo este aumento mais significativo para deformações superiores a 10%. Este comportamento coincide com o observado a partir dos ensaios triaxiais das amostras da Estação A, apesar de neste caso o aumento ser menos acentuado.

No caso dos dados obtidos a partir da Cel-A3sup este aumento é pouco acentuado. No entanto, como não existem registos para níveis de deformação compreendidos entre 0% e 15%, não é possível esclarecer devidamente a sua evolução mas depreende-se que possa ser idêntica às restantes (considerando os dois primeiros valores, correspondentes a 0% e 14,4%). Para níveis de deformação superiores a cerca de 20% a 25%, os dados obtidos a partir de qualquer dos conjuntos de células demonstram uma diminuição ou uma estabilização dos valores destes coeficientes.

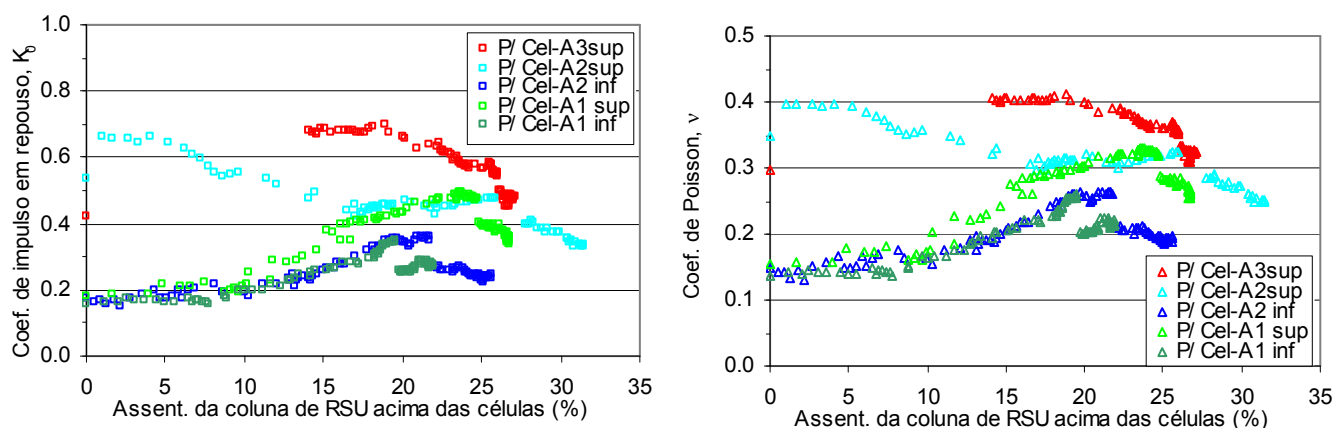


Figura 8.48 – Variação dos coeficientes de impulso em repouso e de Poisson em função dos assentamentos da coluna de resíduos acima das células.

Este comportamento é similar ao verificado por Jessberger & Kockel (1993) a partir de ensaios de compressão triaxial, em que os coeficientes de Poisson determinados aumentaram linearmente até níveis de deformação axial de 20% (nível máximo atingido pelos ensaios; Figura 2.39). Contudo, no caso de Sto Tirso, destacam-se duas diferenças: o crescimento destes parâmetros apresenta dois trechos relativamente lineares, em que o segundo, para deformações superiores a 10%, é mais inclinado; este aumento cessa para deformações superiores a 20% a 25%, a partir das quais se verifica uma diminuição ou uma estabilização dos valores dos coeficientes. Este comportamento demonstra que o aumento das tensões efectivas horizontais e das deformações horizontais ocorrem essencialmente para níveis de deformação axial da ordem dos 10% a 20-25%, pelo que se admite que, para níveis de deformação superiores, a resistência à tracção das fibras começa a ser mobilizada limitando as deformações horizontais (§ 8.5).

### Resumo

Os dados da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso forneceram valores crescentes de  $K_0$  e  $\nu$  até níveis de deformação vertical da ordem do 20% (que, no máximo, atingiram valores compreendidos entre 0,7 e 0,3 para  $K_0$  e entre 0,4 e 0,2 para  $\nu$ , sendo os respectivos valores médios de 0,42 e 0,29), e valores decrescentes ou com tendência a estabilizar para níveis de deformação superiores (até valores da ordem de 0,48 a 0,23 para  $K_0$  e de 0,32 a 0,19 para  $\nu$ , sendo os respectivos valores médios de 0,33 e 0,25). Os valores destes parâmetros tendem a aumentar com a tensão efectiva de confinamento que, ao nível das células atingiram, no máximo, 90 kPa. Os valores de  $\nu$  determinados a partir da monitorização são idênticos aos obtidos através dos ensaios triaxiais para os mesmos níveis de deformação, verificando-se nos ensaios triaxiais que, para níveis de deformação superiores a 20%, não há diminuição dos valores deste parâmetro mas uma tendência para estabilizarem e que, para níveis de deformação inferiores (5% ou 10% a 20%), existe uma tendência de aumento, a qual é mais nítida para os resíduos da Estação B.

Estes resultados são, em geral, consistentes com os apresentados por outros autores, nomeadamente com os publicados por:

- Zeccos (2005) que, a partir de ensaios triaxiais cíclicos obteve valores de  $\nu$  entre 0,3 e 0,35 para amostras com grande percentagem de solos de cobertura e inferiores a 0,3 para amostras com elevados teores em fibras ou baixos pesos volúmicos;
- Landva *et al* (2000) que, a partir de ensaios em células de compressão confinada de grande dimensão equipadas lateralmente com células de pressão, obtiveram valores de  $K_0$  entre 0,4 a 0,33 e mais baixos, 0,26, para amostras com elevadas percentagens de fibras, aos quais correspondem valores de  $\nu$  entre 0,29 a 0,25 e de 0,21 para as amostras com elevadas percentagens de fibras;
- Matasovic & Kavazanjian (1998) que, a partir de ensaios geofísicos do tipo SASW (análise espectral de ondas de superfície) realizados num aterro perto de Los Angeles com grandes quantidades de solos de cobertura, chegaram a um valor médio de  $\nu$  de 0,33;
- Houston *et al* (1995) que, a partir de ensaios geofísicos do tipo “down-hole”, obtiveram valores de  $\nu$  da ordem dos 0,3, para zonas mais superficiais e com elevadas quantidades de solos de cobertura, até

valores mínimos de 0,11 para os resíduos mais profundos, verificando uma tendência de diminuição linear dos valores  $\nu$  com o aumento da profundidade;

- Towhata *et al* (2004) que, a partir de ensaios triaxiais, obtiveram valores de  $K_0$  entre 0,4 e 0,25 para tensões axiais superiores a 100 kPa, aos quais correspondem valores de  $\nu$  entre 0,29 e 0,2;

- Dixon *et al* (2004) que, a partir do registo de tensões por pares de células de pressão, determinaram valores de  $K_0$  mais elevados e dispersos (entre 0,8 e 0,4), correspondendo ao limite superior dos valores publicados e que, segundo os autores, podem dever-se a rotações sofridas pelas células.

O efeito da tensão de confinamento parece ainda pouco claro, havendo alguns autores como Landva *et al* (2000) ou Towhata *et al* (2004) que verificaram não haver influência deste parâmetro nos valores de  $K_0$  e  $\nu$  determinados, enquanto os dados desta investigação e os obtidos por Carvalho (1999), a partir de ensaios triaxiais, evidenciam um aumento de  $\nu$  com o aumento da tensão de confinamento.

## 8.4 MÓDULOS DE DEFORMABILIDADE

A avaliação dos módulos de deformabilidade dos resíduos foi efectuada a partir de diferentes conjuntos de dados, nomeadamente: ensaios de laboratório (edométricos e de compressão triaxial); monitorização do aterro (tensões verticais efectivas instaladas e assentamentos correspondentes); e ensaios *in situ* (SPT, CPT e de carga em placa em profundidade). Nos pontos seguintes apresentam-se os respectivos resultados e no fim deste subcapítulo as correlações obtidas para a avaliação deste parâmetro a partir dos ensaios *in situ*.

### Ensaio de laboratório

Na Figura 8.49 apresentam-se os valores dos módulos de deformabilidade determinados a partir dos ensaios edométricos,  $E_{oed}$  ou  $M$ , realizados sobre as amostras do aterro sanitário de Sto Tirso em função da tensão vertical aplicada (§ 5.3.3.1), acrescidos dos publicados por Carvalho (1999), também a partir de ensaios edométricos de grande dimensão, e dos limites propostos por Manassero *et al* (1996) e por König *et al* (1997) para o módulo de deformabilidade secante confinado em função da tensão vertical.

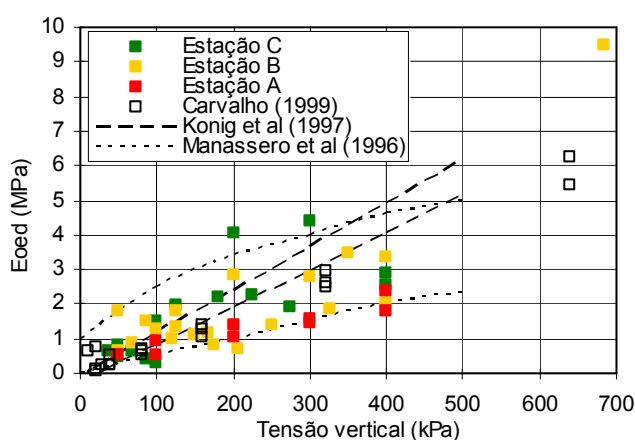


Figura 8.49 – Módulo de deformabilidade confinado dos resíduos de Sto Tirso e publicados por outros autores, em função da tensão vertical.

Atendendo aos valores dos módulos de deformabilidade confinados determinados a partir dos ensaios edométricos,  $E_{oed}$ , e dos módulos de deformabilidade secantes (a partir da origem) definidos a partir dos ensaios triaxiais para níveis de deformação axial de 15%,  $E_s$  (§ 5.3.3.2, Figuras 5.75 a 5.78), apresenta-se na Figura 8.50 a totalidade dos valores obtidos a partir dos ensaios de laboratório em função da tensão octaédrica de consolidação. Para tal foi necessário transformar os módulos confinados,  $E_{oed}$ , em módulos de elasticidade não confinados equivalentes,  $E$ , através da Equação 8.27, bem como transformar as tensões verticais do ensaio edométrico em tensões octaédricas equivalentes através da Equação 8.28. Os valores de  $\nu$  e  $K_0$  considerados, foram definidos a partir da análise dos valores determinados pelas células de pressão (Figuras 8.44 e 8.45, § 8.3) e considerando a profundidade de colheita das amostras dos ensaios edométricos e suas idades médias, tendo-se usado 0,2 ou 0,25 para  $\nu$  e 0,25 ou 0,33 para  $K_0$  (os menores valores foram usados para as amostras colhidas a maior profundidade). Na Figura 8.50 apresentam-se ainda os limites de variação do módulo de deformabilidade de acordo com as propostas de Manassero *et al* (1996) e de König *et al* (1997), mas transformando a tensão vertical numa tensão octaédrica equivalente (com  $K_0 = 0,33$ , que corresponde ao valor médio após estabilização obtido pela instrumentação do aterro sanitário de Sto Tirso).

$$E = \frac{E_{oed} \cdot (1 + \nu) \cdot (1 - 2\nu)}{(1 - \nu)} \quad (8.27)$$

$$\sigma_{oct} = \frac{\sigma_v (1 + 2K_0)}{3} \quad (8.28)$$

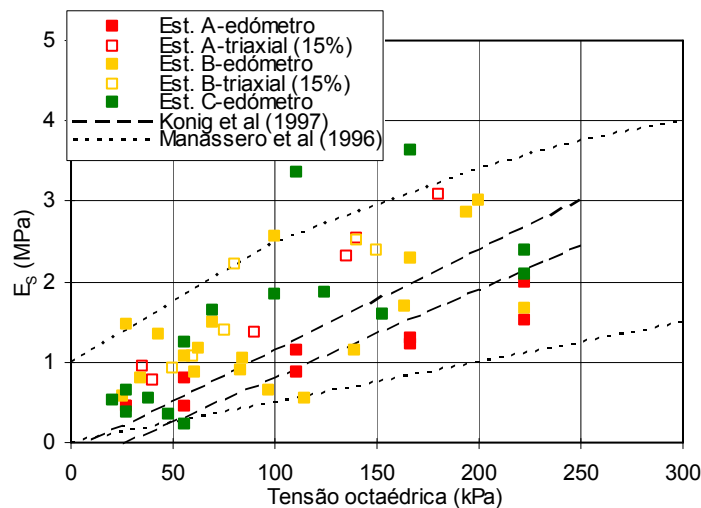


Figura 8.50 – Comparação entre os módulos de deformabilidade não confinados obtidos por ensaios edométricos e triaxiais ( $\epsilon_a = 15\%$ ).

Os valores dos módulos de deformabilidade obtidos através dos dois tipos de ensaios são concordantes entre si e demonstram aumentar linearmente com a tensão de consolidação.

### Monitorização

Considerando os dados da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso analisou-se a deformabilidade dos resíduos a partir das tensões efectivas verticais registadas pelas células de pressão e dos assentamentos

da coluna de resíduos abaixo destas, de acordo com os dados das placas e aranhas magnéticas instaladas junto às células.

A avaliação do módulo de deformabilidade implica a consideração dos assentamentos dependentes apenas do carregamento. Como os assentamentos registados pelas placas e aranhas magnéticas, após a deposição de uma nova camada, correspondem ao somatório dos assentamentos resultantes da aplicação da sobrecarga e dos devidos aos processos de fluência mecânica e biológica, foi necessário diferenciar estes dois tipos de assentamentos. Assim, e à semelhança do realizado na determinação dos coeficientes de compressão primária (§ 8.2.1), a avaliação dos módulos de deformabilidade foi efectuada através da relação entre o acréscimo de carga resultante da deposição de novas camadas e os assentamentos verificados pelas células e placas (assentamentos imediatos e “primários”), subtraídos dos correspondentes assentamentos secundários (devidos à fluência mecânica e biológica, considerando o valor médio do coeficiente de compressão secundária correspondente à fase de deposição, § 8.2.2). A Figura 8.51 ilustra o procedimento utilizado na determinação de  $E$  a partir da monitorização (Equação 8.29).

$$E = \frac{\Delta \sigma'_v}{\Delta \varepsilon_p} = \frac{\sigma'_{v0}(t_{cj}) - \sigma'_{vf}(t_m^{ult} j - 1)}{\Delta h_{p_{cel}} / h_{cel}(t_m^{ult} j - 1)} \quad (8.29)$$

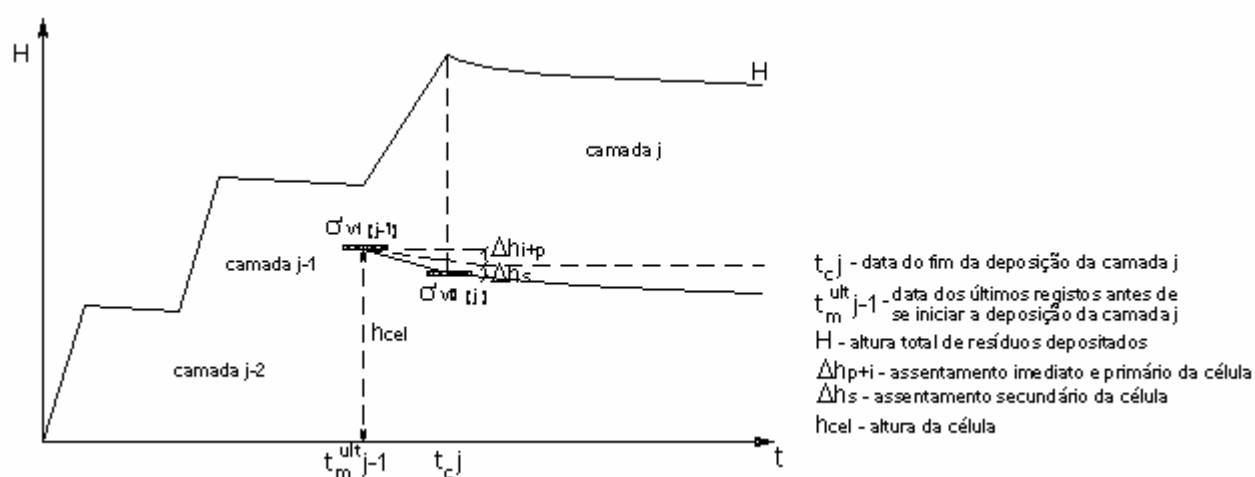


Figura 8.51 – Representação esquemática de procedimento utilizado na determinação dos módulos de deformabilidade a partir da monitorização do aterro.

Os valores de  $E$  correspondentes à deposição de cada camada, em que se registaram os correspondentes acréscimos de carga e deformações verticais da coluna de RSU abaixo das células, são apresentados na Figura 8.52 em função da tensão efectiva vertical inicial correspondente a meia altura da coluna de resíduos abaixo das células,  $\sigma'_{v \ 1/2h_{cel}}(t_m^{ult} j - 1)$ , e da deformação vertical total (incluindo assentamentos secundários) da coluna de resíduos. No caso da Subestação A4, em que não se procedeu à instalação de células de pressão, as respectivas tensões efectivas foram estimadas de acordo com o procedimento apresentado em § 8.2.1 (a partir dos pesos volúnicos médios - Quadro 8.1, e das correspondentes alturas de lixiviado).

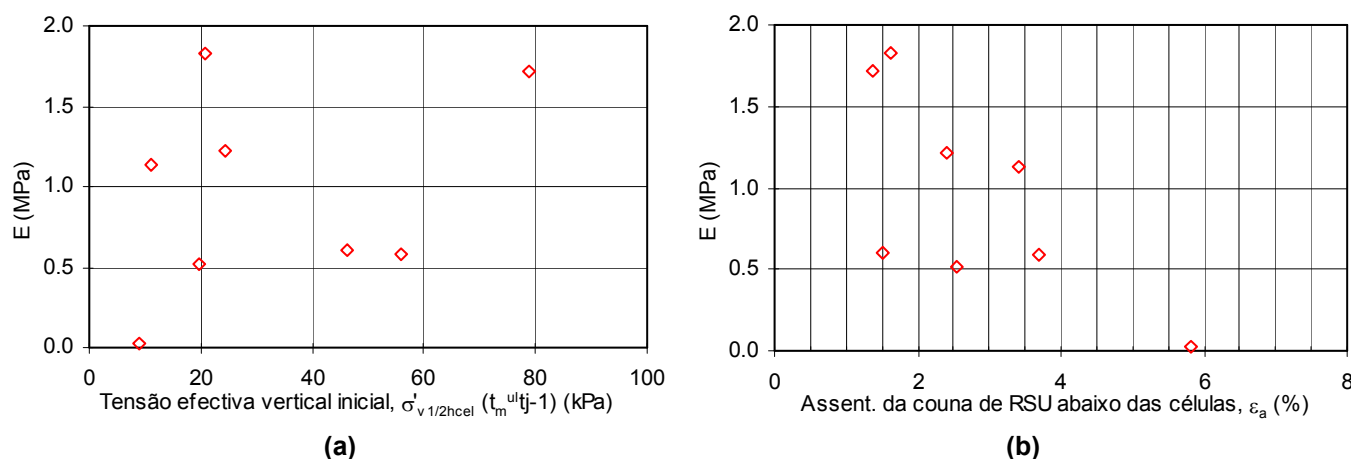


Figura 8.52 – Módulos de deformabilidade determinados a partir da monitorização do aterro em função da: (a) tensão efectiva vertical inicial; (b) assentamento da coluna abaixo das células.

Com o objectivo de se ilustrar as diferenças dos valores dos módulos de deformabilidade resultantes da consideração apenas dos assentamentos imediatos e primários (E) ou dos assentamentos totais decorridos no mesmo período de tempo (imediatos, primários e secundários, E''), apresenta-se no Quadro 8.12 um resumo dos respectivos valores.

Quadro 8.12 – Resumo dos módulos de deformabilidade determinados a partir da monitorização do aterro.

Subestação	Nº Camadas Depositadas (1 a j-1)	Nº da camada de sobrecarga (j)	$\varepsilon_a$ (total) (%)	$\sigma'_{v 1/2hcel} (t_m^{ultj}-1)$ (kPa)	E (MPa)	E'' (MPa)	E/E''
A1	7 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup>	5.817	8.9	0.027	0.023	1.20
	7 <sup>a</sup>	10 <sup>a</sup>	1.371	79.0	1.716	1.502	1.14
	7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup>	10 <sup>a</sup>	3.699	55.8	0.584	0.557	1.05
A3	6 <sup>a</sup>	7 <sup>a</sup>	3.404	11.0	1.132	1.069	1.06
	6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup>	2.555	19.8	0.521	0.463	1.13
A4-1 <sup>a</sup> aran	5 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup>	6 <sup>a</sup>	2.409	24.5	1.220	1.202	1.02
A4-1 <sup>a</sup> pl.	5 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup>	6 <sup>a</sup>	1.616	20.6	1.832	1.791	1.02
A4-2 <sup>a</sup> pl.	6 <sup>a</sup> +5 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup>	6 <sup>a</sup>	1.500	46.1	0.604	0.590	1.02

Admitindo que os resíduos do aterro se encontram em estado plano de deformação ou próximo deste, ou seja, em que as deformações horizontais são nulas ou quase nulas, os módulos de deformabilidade determinados a partir da monitorização do aterro (sem considerar os assentamentos secundários) corresponderão, em termos de condições de confinamento, a módulos confinados. A comparação dos valores dos módulos de deformabilidade confinados obtidos a partir dos ensaios edométricos e da monitorização do aterro são apresentados na Figura 8.53a) em função da tensão vertical. Na Figura 8.53b) apresenta-se a comparação dos módulos de deformabilidade não confinados em função da tensão de confinamento octaédrica, obtidos a partir dos ensaios triaxiais, edométricos e da monitorização do aterro, após transformação destes dois últimos em módulos equivalentes não confinados (Equações 8.27 e 8.28).



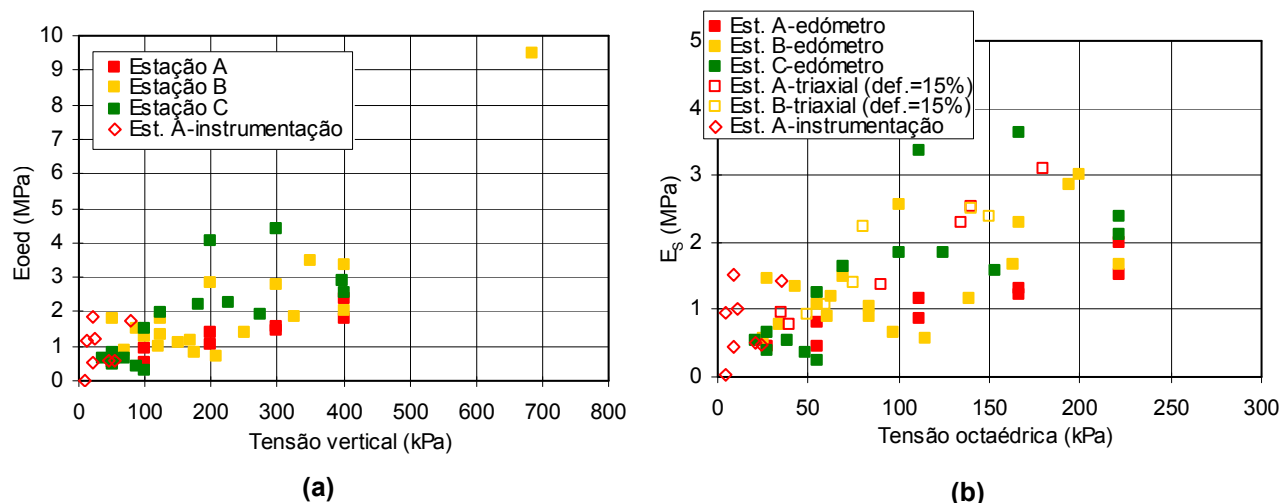


Figura 8.53 – Comparação dos módulos de deformabilidade (confinados e não confinados) determinados a partir dos ensaios triaxiais e edométricos e da monitorização do aterro em função da: (a) tensão vertical; (b) tensão de confinamento octaédrica.

Os valores obtidos a partir dos diferentes métodos são concordantes entre si e tendem a aumentar linearmente com o aumento da tensão de consolidação. A comparação entre os valores dos módulos de deformabilidade não confinados dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso e os obtidos por outros autores (após transformação em módulos não confinados e tensões octaédricas equivalentes, quando necessário e considerando  $\nu=0,25$  e  $K_0=0,33$ ) é apresentada na Figura 8.54, bem como os respectivos limites de variação e valores médios.

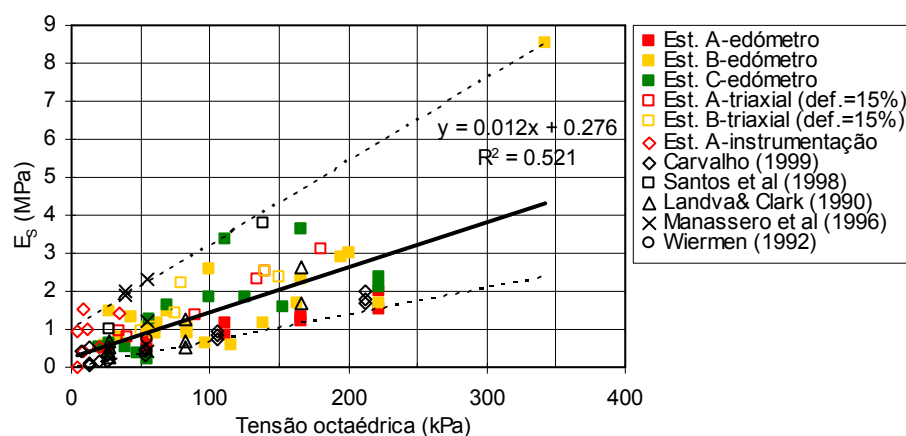


Figura 8.54 – Módulos de deformabilidade não confinados dos RSU do aterro de Sto Tirso e publicados.

A relação entre o módulo de deformabilidade não confinado e a tensão de confinamento pode ser expressa pela Equação 8.30, em que os valores médios e limites das constantes  $a$  e  $b$  são indicados no Quadro 8.13.

$$E_s \text{ (MPa)} = a + b \cdot \sigma \text{ (MPa)} \quad (8.30)$$

Quadro 8.13 – Valores das constantes  $a$  e  $b$ .

Relação entre $E_s$ e a tensão de confinamento	$a$ (MPa)	$b$
Médio (RSU de Sto Tirso)	0,288	12,526
Médio (RSU de Sto Tirso e outros RSU)	0,276	11,835
Limite superior (RSU de Sto Tirso e outros RSU)	1,010	21,892
Limite inferior (RSU de Sto Tirso e outros RSU)	-0,034	6,960

### Ensaio *in situ*

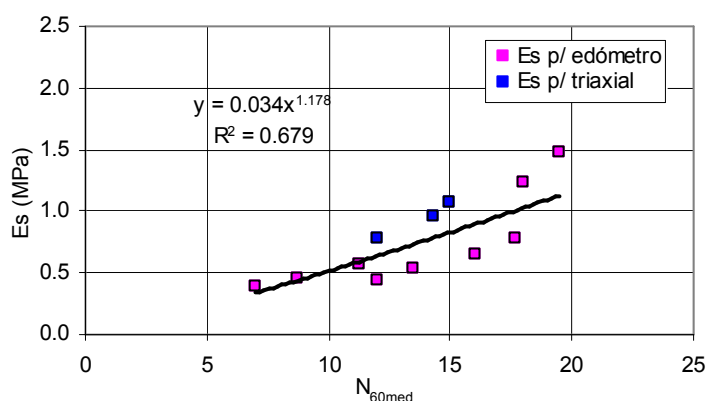
Apesar de na bibliografia consultada existirem vários trabalhos em que se procedeu à realização de ensaios SPT, CPT e de carga em placa em resíduos, os respectivos resultados não são correlacionados com os parâmetros geotécnicos determinados a partir de ensaios laboratoriais de caracterização mecânica dos mesmos resíduos, nomeadamente parâmetros de resistência e de rigidez. Assim, na ausência de propostas de correlação para resíduos, tentou-se, no presente trabalho, avaliar a rigidez dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso a partir dos ensaios SPT, CPT e de carga em placa em profundidade, correlacionando os respectivos resultados com os obtidos a partir dos ensaios de laboratório (edómetros e triaxiais).

A não linearidade da relação tensão-deformação faz com que a rigidez dos resíduos seja dependente do nível de deformação, pelo que a avaliação dos módulos de deformabilidade deverá ter em consideração os níveis de deformação. Na avaliação deste parâmetro a partir de ensaios SPT em solos, é usual utilizar-se correlações semi-empíricas do tipo  $E_s = a \cdot N + b$  ou  $E_s = a \cdot N^b$  (com  $N = N$  ou  $N_{60}$ ), em que os níveis de deformação associados são considerados como correspondentes a um estado último de rotura o que, no caso dos resíduos, poderá não ser realista devido à elevada deformabilidade dos resíduos e à dificuldade em se atingir a rotura destes. Acresce ainda que a variação de  $E_s$  e de  $N$  com a tensão efectiva *in situ* ou com a profundidade e com as características particulares dos materiais constituintes do maciço, seja de solos ou de resíduos (por exemplo: composição, índices de vazios, etc), fazem com que os valores das constantes empíricas destas correlações sejam muito variáveis e dependentes do tipo de materiais em análise. Tendo presente o exposto e as particularidades dos materiais em estudo, as correlações empíricas que a seguir se apresentam devem ser vistas como válidas apenas para o caso dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso podendo, quando muito, constituir um ponto de partida para análises comparativas com outros casos de estudo.

Considerando as profundidades e os locais de colheita das amostras utilizadas na realização dos ensaios edométricos e triaxiais e os respectivos valores de  $N_{60}$  e das tensões efectivas *in situ* (§ 5.2.1), seleccionaram-se os valores de  $N_{60}$  correspondentes a níveis de tensão *in situ* idênticas às tensões de consolidação dos ensaios edométricos e triaxiais. A partir destes calculou-se o valor médio de  $N_{60}$  correspondente a cada amostra ensaiada (Quadro 8.14) e compararam-se com os valores dos módulos de deformabilidade secantes não confinados ( $E_s$ ) determinados a partir dos ensaios edométricos e triaxiais para as mesmas gamas de tensão de consolidação (Figura 8.55). Na selecção dos valores de  $E_s$  a partir dos ensaios triaxiais foram analisados os valores determinados para diferentes níveis de deformação axial. Optou-se por utilizar os valores de  $E_s$  correspondentes a deformações da ordem dos 15%, que, apesar de não serem muito distintos dos obtidos para outros níveis de deformação (§ 5.3.3.2, Figuras 5.75 a 5.78), foram os que evidenciaram um maior coeficiente de correlação com  $N_{60}$ , correspondem aos níveis de deformação mais referidos na bibliografia (15% ou 20%), bem como aos níveis de deformação axial em que  $K$  determinado pelos ensaios triaxiais atinge valores idênticos a  $K_0$  (considerando  $K_0 \approx 0,25$  para as amostras B provenientes de zonas mais profundas do aterro e  $K_0 \approx 0,33$  para as amostras A provenientes de zonas menos profundas; § 8.5).

Quadro 8.14 – Valores de  $N_{60med}$  correspondentes aos Es determinados em laboratório.

Amostra		Comparação com ensaios edométricos							Comparação com ensaios triaxiais			
		Edômetro				SPT			Triaxial		SPT	
Nº	Prof.	Eoed	Es	$\sigma'_v$	$\sigma'_{oct}$	$\sigma'_v$	$\sigma'_{oct}$	$N_{60med}$	Es ( $\varepsilon_a=15\%$ )	$\sigma'_{oct}$	$\sigma'_{oct}$	$N_{60med}$
	(m)	(MPa)	(MPa)	(kPa)	(kPa)	(kPa)	(kPa)		(MPa)	(kPa)	(kPa)	
AM2-A3I <sub>2</sub>	4 a 9	0.543	0.452	50.0	27.8	58.6	32.4	8.8	0.957	35	41.3	14.3
AM2-A4I <sub>2</sub>	4 a 9	0.532	0.443	50.0	27.8	50.8	28.1	12.0	0.776	40	30.0	12.0
AM1-B2P	1 a 6	1.764	1.470	50.0	27.8	53.5	29.4	19.5	-	-	-	-
AM2-B2P	6 a 11	0.873	0.786	69.0	34.5	53.5	29.6	17.7	-	-	-	-
AM2-B1I <sub>2</sub>	6 a 11	0.637	0.573	50.0	25.0	56.1	31.0	11.3	1.075	60	41.2	15.0
AM1-C1P	1 a 6	0.637	0.531	37.0	20.6	36.9	20.4	13.5	-	-	-	-
		0.460	0.384	50.0	27.8	45.1	25.0	7.0	-	-	-	-
AM2-C2I <sub>2</sub>	5 a 10	0.785	0.654	50.0	27.8	50.3	38.3	16.0	-	-	-	-
		1.490	1.242	100.1	55.6	88.6	49.0	18.0	-	-	-	-

Figura 8.55 – Relação de Es a partir de ensaios de laboratório e  $N_{60med}$ .

Procedimento similar foi utilizado para a avaliação dos módulos de deformabilidade dos resíduos a partir dos ensaios CPT, tendo-se neste caso considerado os valores médios de  $q_c$  obtidos, tal como no caso dos ensaios SPT, a partir das resistências de ponta registradas para as profundidades de colheita das amostras e em que a tensão *in situ* era idêntica à de consolidação dos ensaios edométricos e triaxiais. A relação entre  $q_c$  e  $N_{60}$  varia entre 0,1 e 1,0 estando a maior parte dos valores (81%) compreendidos entre 0,1 e 0,6. No Quadro 8.15 apresenta-se um resumo dos pares de valores  $q_{cmed}/Es$  e  $q_{cmed}/Eoed$  obtidos e das respectivas tensões de consolidação, e na Figura 8.56 as correlações entre estes parâmetros (impondo, tal como nos SPT, a intersecção na origem dos eixos).

Quadro 8.15 – Valores de  $q_{cmed}$  correspondentes aos Es determinados em laboratório.

Amostra		Comparação com ensaios edométricos							Comparação com ensaios triaxiais			
		Edômetro				CPT			Triaxial		CPT	
Nº	Prof.	Eoed	Es	$\sigma'_v$	$\sigma'_{oct}$	$\sigma'_v$	$\sigma'_{oct}$	$q_{cmed}$	Es ( $\varepsilon_a=15\%$ )	$\sigma'_{oct}$	$\sigma'_{oct}$	$q_{cmed}$
	(m)	(MPa)	(MPa)	(kPa)	(kPa)	(kPa)	(kPa)	(MPa)	(MPa)	(kPa)	(kPa)	(MPa)
AM1-B2P	1 a 6	1.764	1.470	50.0	27.8	48.4	26.8	8.33	-	-	-	-
AM2-B2P	6 a 11	0.873	0.786	69.0	34.5	53.5	29.6	4.51	-	-	-	-
AM2-B1I <sub>2</sub>	6 a 11	0.637	0.573	50.0	25.0	52.8	29.2	3.51	1.075	60.0	34.4	5.29
AM1-C1P	1 a 6	0.637	0.531	37.0	20.6	35.9	19.9	5.38	-	-	-	-
		0.460	0.384	50.0	27.8	45.1	25.0	4.18	-	-	-	-
AM2-C2I <sub>2</sub>	5 a 10	0.785	0.654	50.0	27.8	53.4	29.5	5.62	-	-	-	-

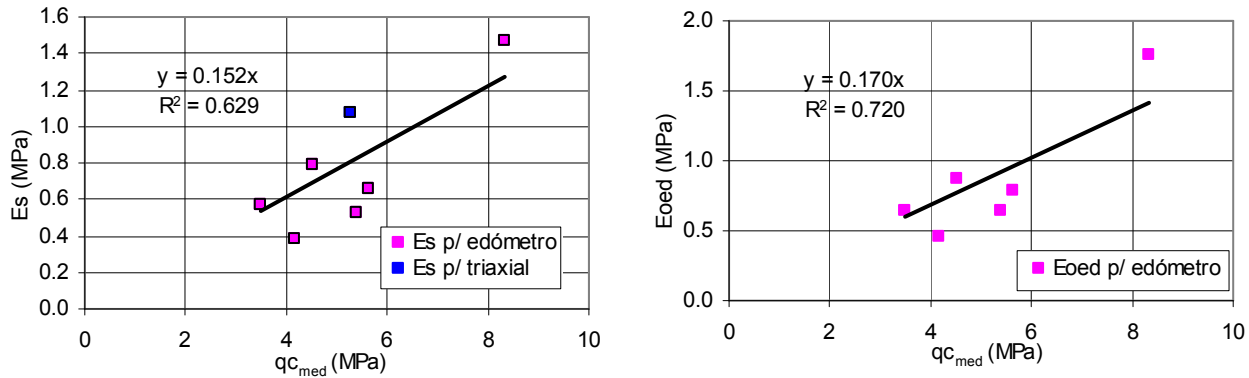


Figura 8.56 – Relação de Es e Eoed a partir de ensaios de laboratório e  $q_{c_{med}}$ .

Apesar de serem consensuais as limitações dos ensaios de penetração na avaliação das características de deformabilidade dos solos e, naturalmente, ainda mais dos resíduos, as correlações empíricas obtidas no presente caso entre  $N_{60med}/Es$  e entre  $q_{c_{med}}/Es$  correspondem aos mesmos tipos de funções propostas para os solos granulares (funções potência e linear) sendo naturalmente os valores das constantes inferiores, já que se tratam de materiais muito mais deformáveis do que os solos. No caso da correlação obtida entre  $q_{c_{med}}/Eoed$  é interessante verificar que o valor da constante é ainda ligeiramente inferior ao proposto por Mitchell & Gardner (1975, *in* Lunne *et al*, 1997) para turfas e argilas orgânicas com teor em água superior a 200% ( $Eoed = \alpha_m \cdot q_c$ , em que  $0,4 < \alpha_m < 1$ ).

Com o objectivo de aferir as correlações das Figuras 8.55 e 8.56, apresenta-se na Figura 8.57 a comparação entre os valores de  $E_s$  obtidos por aplicação destas correlações aos valores discretos de  $N_{60}$  e  $q_c$  correspondentes às profundidades das amostras dos ensaios triaxiais e edométricos, e os obtidos a partir da monitorização do aterro e dos ensaios de laboratório, em função das respectivas tensões médias octaédricas de consolidação.

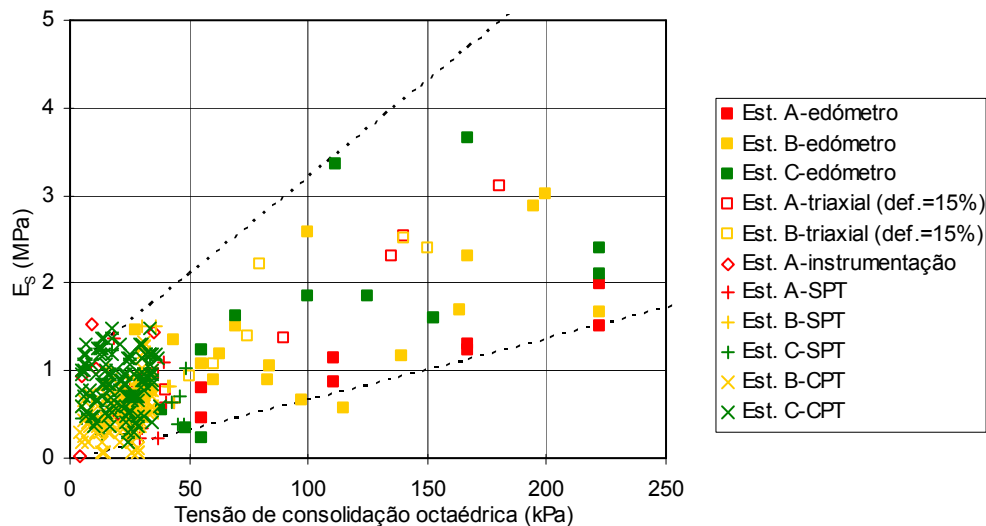


Figura 8.57 – Módulos de deformabilidade não confinados dos RSU do aterro sanitário de Sto Tirso definidos por correlação com os ensaios SPT e CPT e a partir dos ensaios de laboratório e da monitorização do aterro.

O último tipo de ensaio *in situ* realizado no aterro sanitário de Sto Tirso com aptidão para avaliar a rigidez dos resíduos é o ensaio de carga em placa em profundidade, em que os respectivos valores do módulo de deformabilidade, determinados com base nas interpretações propostas para solos, foram já apresentados no § 5.2.4.

Numa primeira análise, verifica-se que os valores destes módulos de deformabilidade (Figura 5.33) são significativamente superiores aos obtidos a partir de qualquer outro procedimento (edómetros, triaxiais, monitorização ou ensaios SPT e CPT) e apresentam uma elevada dispersão. Esta primeira análise leva a questionar a aplicabilidade deste ensaio para caracterizar a deformabilidade dos resíduos, o que, considerando o diâmetro da placa (17,5 cm) *versus* o diâmetro equivalente das partículas de maior dimensão dos resíduos (da ordem dos 300 mm ou superiores, § 5.3.1.1), é provável que, pelo menos em alguns dos ensaios, as medições correspondam à deformabilidade de apenas algumas partículas e não da massa de resíduos.

Esta hipótese parece consistente com alguns dos resultados obtidos, que forneceram valores de E muito elevados para resíduos (superiores a 15 MPa). Os ensaios em que se verificou este comportamento foram realizados próximo da superfície do aterro, o que corresponde a uma zona em que os resíduos apresentam menores teores em água, em que os processos de biodecomposição são mais lentos e, consequentemente, onde é mais provável a existência de resíduos de maior dimensão e menos alterados. Pelos motivos expostos estes ensaios (ScP-B1-3, ScP-B2-2 e ScP-C2-2) foram considerados como não representativos do comportamento da massa global de resíduos.

O facto de se tratar de uma placa helicoidal faz com que o ensaio não possa ser directamente comparável com um ensaio de carga em placa plana, já que a instalação e o carregamento da placa gera campos de tensões especiais na envoltória da placa (Strout, 1998). Por outro lado, trata-se de um ensaio com uma reduzida implementação prática na caracterização de solos e em que alguns dos parâmetros das metodologias de interpretação foram obtidos empiricamente a partir da análise de vários resultados ou da simulação de resultados de ensaios com elementos finitos para diferentes condições de fronteira. O somatório destes aspectos, associado ao reduzido número de ensaios realizados no aterro de Sto Tirso e à ausência de um número suficiente de resultados laboratoriais ou de outros ensaios *in situ* que permitam a aferição dos resultados deste ensaio, dificultam a análise dos resultados obtidos no presente estudo.

Face ao exposto é apenas possível realizar uma apreciação global dos resultados obtidos, através da comparação dos valores de E determinados a partir das interpretações Internacional e Norueguesa (por se basearem na teoria da elasticidade e por terem dado resultados mais coerentes com os usuais em RSU) com os obtidos a partir dos ensaios edométricos correspondentes (as tensões de consolidação do único ensaio triaxial com correspondência, AM2-B1l<sub>2</sub>, são, no mínimo, duas vezes superiores aos dos ensaios *screw plate*, pelo que não foram considerados). Os valores de E obtidos através destas duas teorias de interpretação e os correspondentes pelos ensaios edométricos são apresentados no Quadro 8.16 e na Figura 8.58.

Quadro 8.16 – Valores de E a partir dos ensaios *screw plate* e dos ensaios edométricos.

Nº	Ensaio de carga em placa em profundidade ( <i>screw plate</i> )						Ensaio edométrico			
	Prof. (m)	$\sigma'_v$ <i>in situ</i> (kPa)	$\sigma'_{oct}$ <i>in situ</i> (kPa)	$E_{Intern.}$ (MPa)	$M_{Norueg.}$ (MPa)	$E_{Norueg.}$ (MPa)	$E_{oed}$ (MPa)	$E_s$ (MPa)	$\sigma'_v$ (kPa)	$\sigma'_{oct}$ (kPa)
ScP-B1-3	3	25.9	14.3	20.7	27.0	22.5	-	-	-	-
ScP-B1-6	6	47.6	26.3	9.3	8.5	7.1	0.637	0.573	50	25.0
ScP-B1-9	9	61.9	34.3	6.9	7.8	6.5	1.487	1.338	87	43.5
ScP-B2-2	2	23.1	12.8	29.7	41.3	34.4	-	-	-	-
ScP-B2-5	5	54.9	30.4	14.2	16.9	14.1	1.764	1.470	50	27.8
ScP-B2-8	8	72.1	39.9	4.3	4.0	3.3	0.873	0.786	69	34.5
ScP-C1-3	3	24.7	13.6	4.4	4.7	3.9	0.637	0.531	37	20.6
ScP-C1-6	6	45.1	25.0	7.2	5.4	4.5	0.460	0.384	50	27.8
ScP-C1-9	9	62.6	34.6	6.2	3.2	2.6	0.659	0.549	69	38.3
ScP-C2-2	2	16.2	9.0	15.3	16.7	13.9	-	-	-	-
ScP-C2-4	4	31.8	17.6	9.9	8.5	7.1	-	-	-	-
ScP-C2-6	6	53.4	29.5	5.8	4.5	3.7	0.785	0.654	50	27.8

Nota: os valores em *itálico* não foram considerados por serem muito elevados e, supostamente, não representativos dos resíduos.

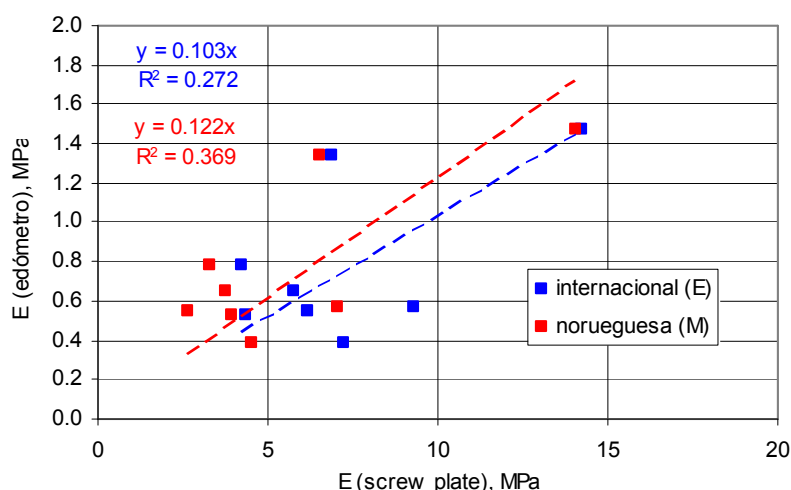


Figura 8.58 – Comparação entre os módulos de deformabilidade determinados a partir dos ensaios de carga em placa em profundidade (*screw plate*) e dos ensaios edométricos.

Os módulos de deformabilidade determinados a partir dos ensaios edométricos são, em média, cerca de 10 vezes menores do que os obtidos a partir dos ensaios de carga em placa, o que, corresponderia, de forma muito simplificada, a reduzir para cerca de 10% o valor da constante  $\lambda$  proposto por Kay *et al* (1983, *in* Strout, 1998) para carregamentos de solos em condições drenadas (Interpretação Internacional, Equação 5.1) bem como o valor da constante S proposto por (Strout, 2000b) para solos arenosos e siltosos (Interpretação Norueguesa, Equação 5.4). Naturalmente que esta é uma abordagem muito simplificada que tem apenas como objectivo realçar a ordem de grandeza das diferenças obtidas e, sobretudo, questionar a aplicabilidade deste ensaio a materiais como os resíduos, nomeadamente devido a efeitos de escala, o que, tendo em conta as características dos resíduos e as suas dimensões, implicaria, no mínimo, o uso de placas com dimensão significativamente superior.

### Resumo

Com excepção dos resultados obtidos com o ensaio de carga em placa em profundidade, todos os restantes métodos forneceram valores de módulos de deformabilidade consistentes entre si e que nitidamente indicam que os módulos de deformabilidade dos resíduos são muito baixos. Estes valores situam-se entre

0,4 e 2 MPa para tensões médias de confinamento da ordem dos 50 kPa e tendem a aumentar linearmente com o aumento da tensão de confinamento. A compilação dos resultados obtidos no aterro sanitário de Sto Tirso e os publicados por outros autores sugere que os valores deste parâmetro se encontram limitados pelas seguintes relações:

$$\text{Limite superior: } E_s(\text{MPa}) = 1,01 + 21,89.\sigma(\text{MPa}) \quad (8.31)$$

$$\text{Limite inferior: } E_s(\text{MPa}) = 0,034 + 6,96.\sigma(\text{MPa}) \quad (8.32)$$

Considerando sobretudo os resultados dos ensaios triaxiais, verifica-se que a dependência dos módulos de deformabilidade do estado de tensão é nitidamente superior à verificada em relação ao nível de deformação (para o mesmo estado de tensão inicial).

Relativamente às correlações obtidas a partir dos ensaios *in situ* (SPT e CPT) constata-se que estas seguem o mesmo tipo de funções usualmente propostas para solos mas em que os valores das respectivas constantes são significativamente inferiores do que os menores valores referidos para solos, como são o caso das propostas de Robertson (1991,  $E_{s10\%}=q_c$ ) ou de Stroud (1988,  $E_{s10-20\%}=N_{60}$ ) para solos arenosos normalmente consolidados. A aplicação destas correlações, bem como de outras que possam vir a ser estabelecidas, está longe de poder constituir uma ferramenta fiável na avaliação das propriedades de deformabilidade dos resíduos. A eventual definição de correlações adequadas implica a compilação de um número de dados significativamente superior que vise, não só a definição de correlações, mas sobretudo e em primeiro lugar a aplicabilidade destes ensaios a meios como os resíduos, em particular devido ao efeito de escala resultante do uso de equipamentos de ensaios *in situ* de pequena escala, como é o caso dos vários ensaios utilizados (SPT, CPT e *screw plate*).

## 8.5 RESISTÊNCIA

O único tipo de ensaio realizado que permite a avaliação directa dos parâmetros de resistência dos resíduos é o ensaio triaxial que, conforme já mencionado, foi realizado apenas sobre 4 amostras (Estações A e B). Apesar do reduzido número de resultados disponíveis, apresenta-se de seguida a sua análise bem como alguns comentários relativos à avaliação da resistência dos resíduos a partir dos ensaios *in situ* (SPT e CPT).

### Ensaio triaxiais

No § 5.3.3.2 apresentaram-se os resultados obtidos nos ensaios triaxiais realizados sobre as amostras de resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso. A comparação entre estes resultados e os obtidos por outros autores (também a partir de ensaios triaxiais drenados, sobre provetes saturados e consolidados isotropicamente com tensões compreendidas entre os 50 e os 400 kPa) é apresentada na Figura 8.59, em termos de tensões de desvio *versus* deformação axial, e na Figura 8.60, que representa a variação dos parâmetros de corte ( $c'$  e  $\phi'$ ) em função do nível de deformação axial para os quais foram determinados.

Na Figura 8.60 estão ainda incluídos os valores de  $c'$  e  $\phi'$  dos resíduos de Sto Tirso determinados de acordo com o critério proposto por Zeccos (2005; § 2.2), ou seja, considerando um nível crítico de deformação axial de 5% definido a partir de um estado de tensão (caracterizado por  $K$  – razão entre as tensões efectivas horizontal e vertical do ensaio) idêntico ao *in situ* ( $K \approx K_0$ ). De acordo com os estudos desenvolvidos por este autor, a partir de vários ensaios de corte directo e triaxiais e na reanálise de dados publicados, este nível de deformação axial (designado por  $\varepsilon_a = K_0 + 5\%$ ) corresponde a um critério mais realista do comportamento dos resíduos, tendo presente, quer o estado de tensão *in situ*, quer o nível de deformação aceitável para o comportamento global do aterro, pelo que pode constituir uma alternativa ao critério mais usual que considera níveis de deformação axial mais elevados definidos a partir das condições de consolidação isotrópica de laboratório ( $K=1$ ). Para os RSU de Sto Tirso, os níveis de deformação axial correspondentes a este critério variaram entre 15,5% e 20,9% (com  $K_0 \approx 0,25$  para as amostras B mais profundas e  $K_0 \approx 0,33$  para as amostras A provenientes de profundidades intermédias; § 8.3), ou seja, são da mesma ordem de grandeza dos propostos por outros autores que sugerem o uso de níveis de deformação de 15% a 20% a partir das condições de consolidação isotrópica de laboratório ( $K=1+15\%$  a 20%).

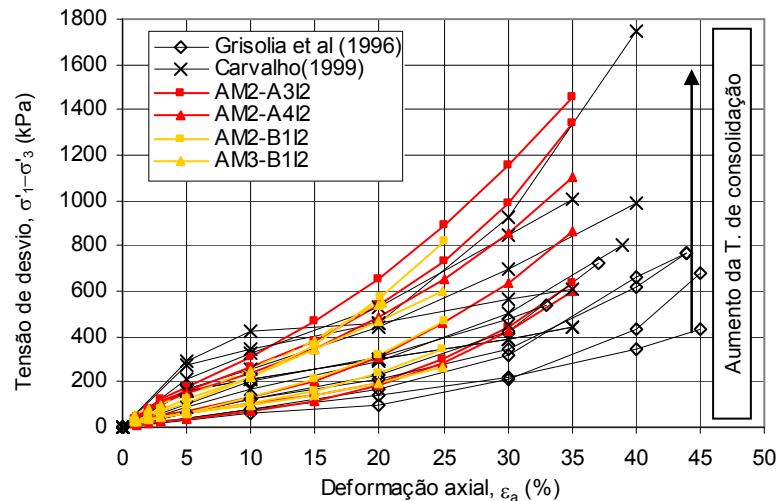


Figura 8.59 – Comparação entre os resultados dos ensaios triaxiais dos RSU de Sto Tirso e de outros aterros sanitários (tensão de desvio *versus* deformação axial).

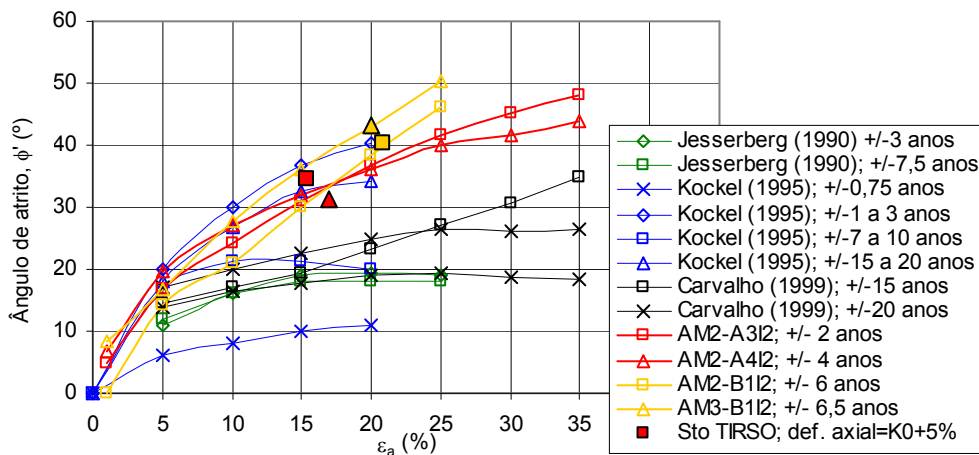


Figura 8.60 – Comparação entre os parâmetros de resistência dos RSU de Sto Tirso e de outros aterros sanitários ( $c'$  e  $\phi'$  *versus* deformação axial); (continua na página seguinte).



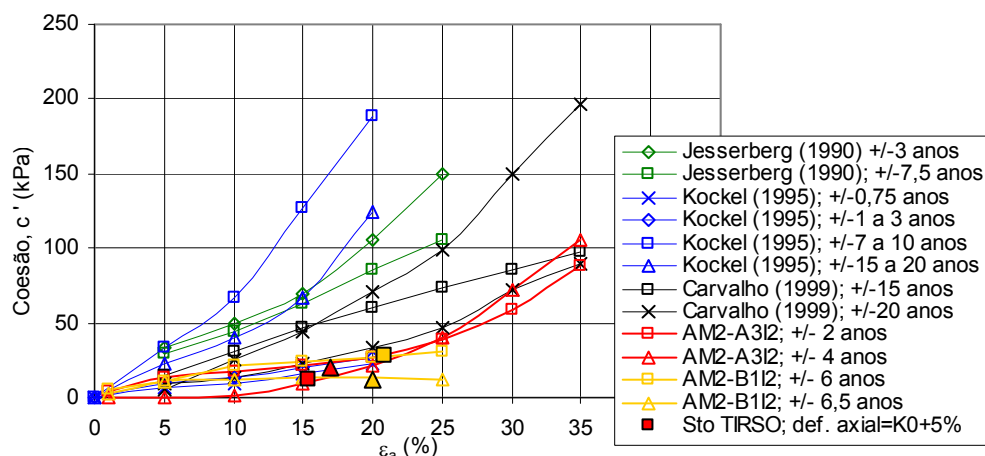


Figura 8.60 – Comparação entre os parâmetros de resistência dos RSU de Sto Tirso e de outros aterros sanitários ( $c'$  e  $\phi'$  versus deformação axial); (continuação).

As curvas da Figura 8.56 apresentam idêntica forma, sendo claro que os resíduos evidenciam um aumento da mobilização da resistência ao corte com o aumento do nível de deformação, em particular para níveis de deformação superiores a 15% a 20%, e que até deformações axiais da ordem dos 40% a 45% não atingem um pico de resistência. Por outro lado, a resistência ao corte tende a aumentar com a tensão de confinamento e o nível de deformação correspondente ao aumento da mobilização desta resistência (concavidade da curva) diminui com o aumento da tensão de confinamento.

A evolução dos parâmetros de resistência em função da deformação axial demonstra um aumento nítido dos valores do ângulo de atrito até níveis de deformação da ordem dos 5% a 15%, seguida de uma tendência de estabilização, enquanto que a coesão é mobilizada de forma mais clara para níveis de deformação superiores a 10% - 20%, isto é, níveis superiores aos necessários para mobilizar os valores mais elevados de  $\phi'$ .

A partir dos dados apresentados não é possível avaliar a influência da idade dos resíduos nos parâmetros de resistência, não só por esses resultados corresponderem a diferentes tipos de resíduos, mas também por corresponderem a distintas condições de ensaios (nomeadamente em termos de preparação dos provetes e de tensões de consolidação).

Considerando apenas os resultados do aterro sanitário de Sto Tirso (Figura 8.61) verifica-se uma tendência de diminuição da resistência devida à coesão com o aumento da idade dos resíduos enquanto a componente atrítica tende a aumentar. Esta variação de resistência é contudo mais nítida no caso da coesão do que no ângulo de atrito e, em ambos os casos, apenas para níveis de deformação superiores a 15%.

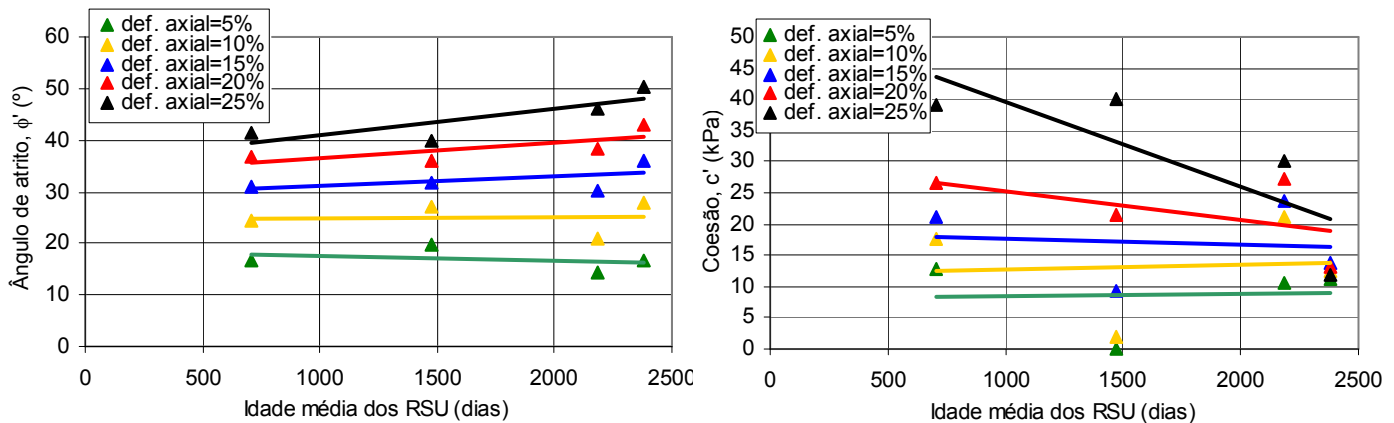


Figura 8.61 – Variação dos parâmetros de resistência dos RSU de Sto Tirso em função da idade média dos RSU ensaiados.

Apesar do efeito da influência da idade nas propriedades resistentes dos resíduos estar muito longe de ser devidamente compreendido, parece haver alguma lógica no observado, em particular se se tiver presente que os elementos fibrosos, responsáveis pela componente “coesiva” dos resíduos, tendem a diminuir de dimensão e de quantidade com o avançar da idade (§ 5.3.1.2 e § 7.3.3). Acresce que, na maior parte destes elementos, a sua resistência à tracção vai também diminuindo em consequência dos processos de decomposição. Por outro lado, a quantidade de materiais granulares e a densidade dos resíduos tendem a aumentar com o avanço da idade, o que deverá contribuir para um acréscimo da resistência atrítica.

Apesar de alguns estudos apontarem para comportamentos distintos acerca da influência da idade nas propriedades resistentes dos resíduos (por exemplo: Caicedo *et al* (2002a) e 2002b)) verificaram uma diminuição do ângulo de atrito e uma variação não significativa da coesão; Landva & Clark (1990) e König & Jessberger (1997) observaram uma diminuição de ambos os parâmetros, sendo mais acentuada a da coesão) e de outros não permitirem obter conclusões (por exemplo: Kockel, 1995), existem outros estudos em que o comportamento verificado coincide com o observado para os resíduos de Sto Tirso. São exemplo os trabalhos de Gay *et al* (1981), Landva *et al* (1984, in Knochenmus *et al*, 1998), ou de Machado *et al* (2006a)). Estes autores observaram, igualmente, uma diminuição dos valores da “coesão” e um aumento do ângulo de atrito com o avançar da idade dos RSU. No último trabalho referido, constatou-se, ainda, que o avançar da idade dos resíduos conduzia a uma diminuição da fracção de plásticos e de papel/cartão identificáveis visualmente e a um aumento da fracção “fina” (devido à incorporação de solos provenientes das coberturas e de outros materiais que sofrem redução granulométrica devido aos processos de decomposição), factos que coincidem com o observado para os resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso.

Para além da idade e das alterações decorrentes desta, existem todavia outros factores que condicionam de sobremaneira a resistência dos resíduos e que poderão, em algumas situações, prevalecer sobre os aspectos da idade e, mesmo, justificar as diferenças de comportamento acima mencionadas. Dos vários factores que condicionam a resistência dos resíduos (entre os quais o teor em água, o peso volúmico ou o índice de vazios iniciais, bem como o arranjo estrutural, entre outros) destaca-se a influência que a composição e os níveis de tensão normal ou de confinamento têm.

Relativamente à composição, apresenta-se na Figura 8.62 a variação dos valores de  $c'$  e  $\phi'$  mobilizados para diferentes níveis de deformação em função, respectivamente, da quantidade relativa de materiais fibrosos e granulares dos resíduos correspondentes (§ 5.3.1.2). Esta figura demonstra haver um aumento de ambos os parâmetros de resistência com o aumento da quantidade destes materiais que, no caso da coesão, só se verifica para níveis de deformação elevados, ou seja, quando a resistência à tracção das fibras começa a ser francamente mobilizada. O decréscimo de coesão verificado para os menores níveis de deformação (5% e 10% no caso de se considerar apenas os elementos tipo “folhas+tiras”, ou 5% no caso de se considerar a da totalidade dos elementos fibrosos: “folhas+tiras+fios+tubos”) poderá estar sobreavaliado em função dos baixos valores de  $c'$  (praticamente nulos) determinados para a amostra AM2-A4I<sub>2</sub> para estes níveis de deformação, os quais parecem pouco consistentes com os obtidos nos restantes ensaios e os publicados (Figura 8.60), e com o observado no aterro (taludes provisórios das camadas superficiais com 3 a 5 m de altura, praticamente verticais e sob baixo confinamento, Figura 4.4).

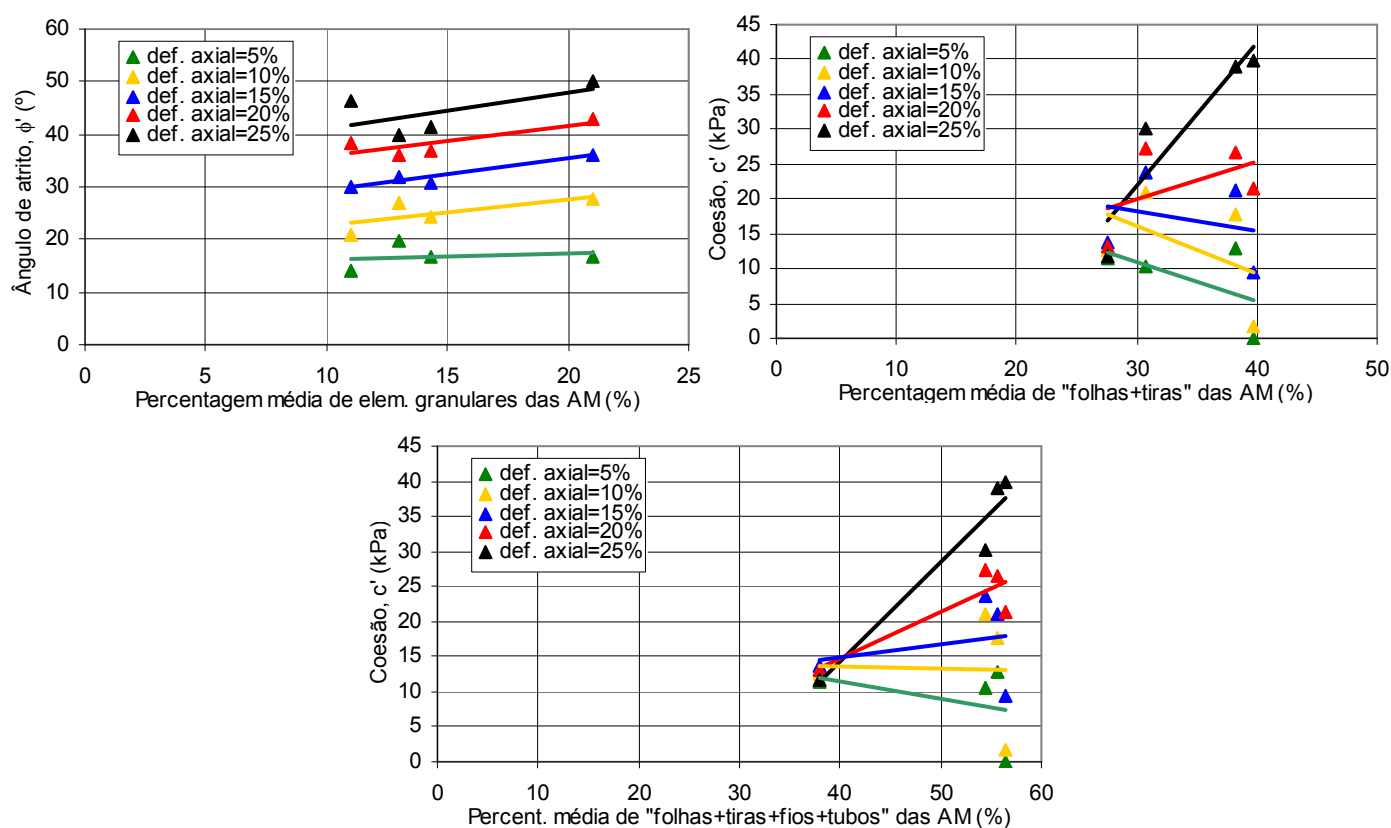


Figura 8.62 – Variação dos parâmetros de resistência dos RSU de Sto Tirso em função da quantidade média de elementos fibrosos e granulares das amostras.

A influência da tensão de confinamento nos parâmetros de resistência dos resíduos foi estudada por Zeccos (2005) a partir de numa série de ensaios triaxiais realizados com o objectivo de verificar a sua influência nos parâmetros de resistência dos resíduos. Este autor verificou que apesar de haver um aumento da resistência ao corte consoante aumenta a tensão de confinamento ( $\sigma'_3$ ), ocorre uma diminuição dos valores correspondentes de ângulo de atrito secante (provete a provete, impondo  $c'=0$  kPa; Figura 2.35). Para avaliar a influência deste parâmetro na resistência dos resíduos, apresenta-se na Figura 8.63 os valores de  $c'$  e  $\phi'$ , correspondentes a diferentes níveis de deformação, obtidos para os resíduos de Sto Tirso e para os

de outros aterros sanitários (Figura 8.60) em função das respectivas tensões médias de confinamento de cada amostra ensaiada (correspondente à tensão de consolidação isotrópica média dos provetes de cada amostra).

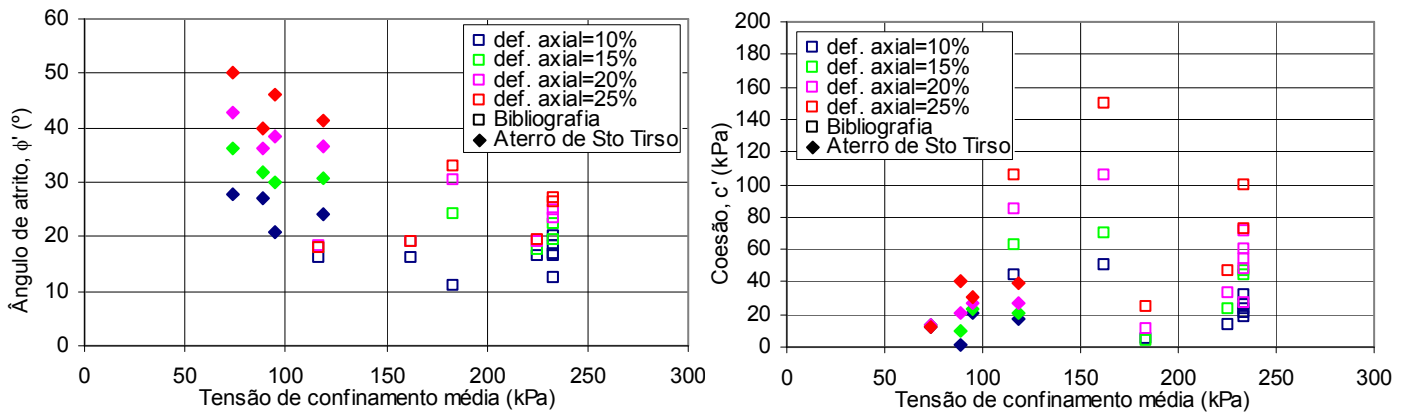


Figura 8.63 – Variação dos parâmetros de resistência de vários resíduos em função da tensão média de confinamento.

A Figura 8.63 demonstra uma diminuição dos valores do ângulo de atrito com o aumento da tensão média de confinamento, mais acentuada até tensões da ordem dos 100 kPa e tendendo depois a estabilizar. A mesma figura mostra um aumento dos valores da coesão. Este último comportamento deverá estar associado a um maior confinamento das fibras, o que resulta numa melhor transferência das tensões às fibras e na melhoria das condições de ancoragem destas e, consequentemente, numa maior mobilização da sua resistência à tracção.

No que se refere ao comportamento observado em termos de ângulo de atrito (Figura 8.63) considera-se que a sua compreensão plena necessitará de investigações adicionais. No entanto, numa primeira abordagem, admite-se que, tal como nos solos granulares puramente atríticos, as tensões necessárias para destruir o imbricamento das partículas, apesar de serem praticamente independentes da tensão de confinamento, têm, para baixos valores destas últimas, uma influência considerável na resistência. À medida que as tensões de confinamento vão aumentando essa influência vai diminuindo. Por outro lado, tendo em conta a deformabilidade de grande parte das partículas sólidas dos resíduos e o facto de o aumento das tensões confinantes se traduzir num maior adensamento dos resíduos, é provável que a área efectiva de contacto entre partículas aumente e, consequentemente, haja uma redução das tensões nos contactos, o que resultaria numa menor mobilização da resistência atrítica a qual, como se sabe, depende do nível da tensão normal ou de confinamento. O aumento da tensão de confinamento conduz também a uma alteração da forma (menos angulosa) e à redução da dimensão de algumas partículas sólidas deformáveis que, conforme verificado por Knochenmus *et al* (1998), conduz a uma diminuição dos valores dos ângulos de atrito (para os mesmos níveis de deformação). Este efeito tenderá a ser atenuado a partir de determinada ordem de grandeza das tensões confinantes que, em princípio, corresponderá aos valores a partir dos quais a redução da dimensão e alteração da forma das partículas, bem como o aumento da área efectiva de contacto entre estas tende a estabilizar.

Na Figura 8.64a) apresentam-se os parâmetros de resistência dos resíduos de Sto Tirso determinados para diferentes níveis de deformação e na Figura 8.64b) uma compilação de valores de parâmetros de resistência de resíduos determinados através de diferentes procedimentos, incluindo os obtidos nos ensaios triaxiais neste trabalho. Os valores indicados nesta figura com  $\phi=0$  referem-se a ensaios não consolidados e não drenados. Mesmo desprezando os valores mais díspares (correspondentes aos ensaios UU, aos dois valores mais elevados obtidos por Kockel (1995) e aos obtidos Jessberger (1990)), a maior parte dos restantes valores insere-se num intervalo muito alargado:  $10^\circ$  a  $40^\circ$  para o ângulo de atrito e 10 a 80 kPa para a coesão. Esta dispersão de resultados, resultante das diferentes composições e idades dos resíduos ensaiados, métodos de determinação e diversas condições de ensaio e de preparação das amostras, torna difícil a estimativa de valores típicos dos resíduos e obriga a uma análise cuidada caso se pretenda comparar valores. Da análise da Figura 8.64b) observa-se ainda que os resultados provenientes de ensaios de laboratório são, por regra, superiores aos obtidos através de análises de campo (ensaios *in situ* e retroanálises).

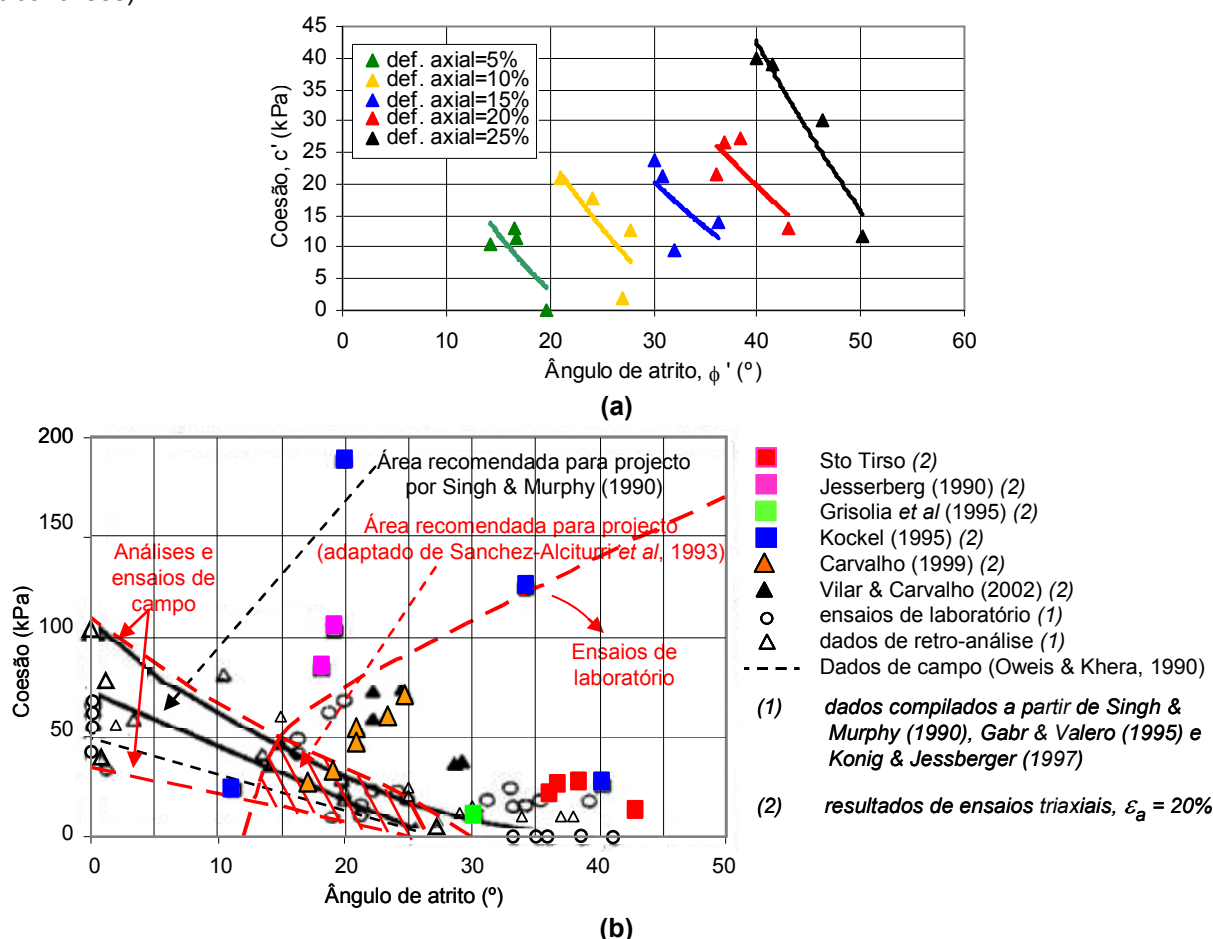


Figura 8.64 – Variação dos parâmetros de resistência: (a) dos resíduos de Sto Tirso determinados por ensaios triaxiais; (b) de vários resíduos determinados por retro-análises e por ensaios de laboratório e de campo.

Considerando que a resistência total dos resíduos é devida ao atrito da matriz (material de menor dimensão com comportamento “tipo solo”) e às forças de tracção das fibras (traduzidas por uma coesão aparente ou coesão das fibras) e que ambas as resistências apresentam uma relação não linear com a tensão confinante, em que no caso das fibras a não linearidade estará associada a um determinado valor a partir

do qual a resistência devida às fibras atinge um valor máximo (a relação resistência à tracção/tensão confinante seria não linear), a envolvente de “rotura” dos resíduos também deveria ser não linear.

Com base na totalidade dos resultados dos ensaios triaxiais realizados sobre amostras de resíduos e da matriz de Sto Tirso, apresenta-se na Figura 8.65 a comparação das respectivas envolventes de “rotura” definidas para um critério de deformação crítica correspondente a 20% de deformação axial. Na Figura 8.65a) as envolventes apresentadas correspondem à melhor correlação possível que, em ambos os materiais, resulta em envolventes não lineares (linhas grossas) idênticas à proposta por Zeccos (Figura 2.5; § 2.2). Estas envolventes podem ser equiparadas a envolventes bilineares (linhas finas tracejadas) em que a transição dos dois trechos lineares (linhas verticais tracejadas) corresponde a tensões de confinamento ( $\sigma'_3$ ) da ordem dos 50 kPa, quer para os RSU, quer para a matriz. Os valores médios dos parâmetros de resistência correspondentes são, também, indicados na figura. Porém, dado que a bilinearidade ou curvatura destas envolventes é muito pouco acentuada, poderá ser razoável o uso de envolventes lineares (Figura 8.65b)) com determinação do valor equivalente da coesão (definida pela ordenada na origem), conforme defendido por alguns autores (Jessberger *et al*, 1995; Kockel & Jessberger, 1995; ou Eid *et al*, 2000).

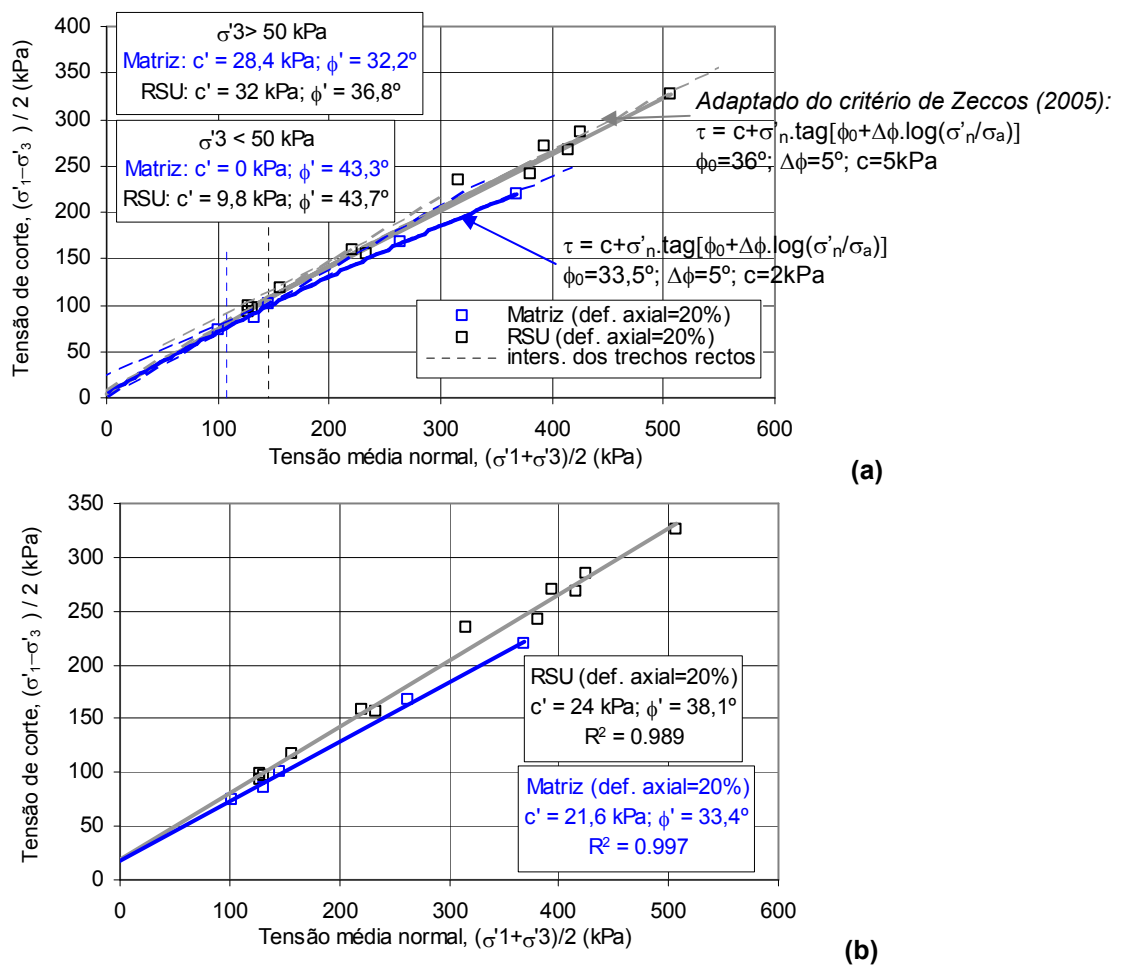


Figura 8.65 – Envolventes de “rotura” dos RSU e da matriz: (a) não linear; (b) linear.

A reduzida bilinearidade ou curvatura da envolvente dos RSU da Figura 8.65a) deverá estar associada aos diferentes tipos e dimensões de fibras presentes nos RSU, o que faz com que a resistência e as

propriedades tensão-deformação destas fibras sejam diversas e, consequentemente, a sua resistência seja mobilizada para diferentes níveis de solicitação não evidenciando por isso um claro ponto de inflexão (como acontece nos solos reforçados). Por outro lado, seria de prever que a matriz, caso esta apresentasse um comportamento puramente atrítico, fornecesse um valor de ângulo de atrito idêntico ao dos resíduos e coesão nula, o que implicaria que as envolventes da matriz seriam paralelas às dos RSU (tal como verificado por Jessberger *et al*, 1995, Figura 2.25, ou por Manassero *et al*, 1996), o que não acontece em qualquer das envolventes apresentadas. Este comportamento, verificado também por Carvalho (1999), pode dever-se ao facto de as amostras de matriz incluírem materiais fibrosos de pequena dimensão cuja separação manual se torna muito difícil, levando a que haja sempre uma mobilização de uma parcela “coesiva” apesar de a sua grandeza ser menor do que a obtida para os RSU.

Por fim, salienta-se que a parte inicial das envolventes apresentadas foi traçada por extrapolação dos resultados obtidos para níveis de tensão superiores, pelo que o comportamento real dos RSU e da matriz para estas gamas de tensões poderão ser distintos dos apresentados. Neste sentido, a reduzida bilinearidade dos resíduos só é garantida para níveis de tensão de confinamento superiores a 50 kPa (Figura 8.65a), pelo que o uso de envolventes lineares só deverá ser considerada como uma simplificação viável para níveis de confinamento superiores aos indicados. O esclarecimento do comportamento real dos resíduos e da matriz para baixos valores de confinamento, correspondente às condições *in situ* de muitos resíduos, implica a realização de ensaios específicos com menores níveis de tensão.

#### Ensaio *in situ*

Em termos teóricos os valores da resistência à penetração obtidos pelos ensaios SPT e CPT deveriam representar a resistência global dos resíduos, para os níveis de deformação impostos pelos ensaios (os quais não são possíveis de quantificar), devida às componentes atrítica e “coesiva”. Neste sentido, seria de prever, em particular para o ensaio CPT, que os valores dos ângulos de atrito determinados com base nas correlações correntes para solos puramente atríticos deveriam ser superiores aos obtidos pelos ensaios triaxiais, tal como acontece, por exemplo, com os solos residuais (Viana, 1996; Cruz & Viana, 2006).

Por outro lado, a parcela “coesiva” dos resíduos representa a mobilização da resistência à tracção dos elementos de reforço e esta só é francamente mobilizada para níveis de deformação superiores a cerca de 20% e para valores de confinamento também relativamente elevados, necessários para garantir uma transferência das tensões para as fibras e, consequentemente, um confinamento destas impedindo o seu deslocamento. Como as tensões de confinamento médias a que os resíduos *in situ* estão sujeitos são relativamente baixas (muitas vezes inferiores a 50 kPa) e se desconhecem os níveis de deformação induzidos pelos ensaios SPT e CPT, poderá questionar-se se a execução destes ensaios consegue ou não mobilizar a parcela de resistência devida à “coesão” ou, se pelo contrário, os elementos de reforço, que não se encontram suficientemente confinados, sofrem deslocamento não mobilizando assim a sua resistência à tracção.

Considerando os elevados índices de vazios dos resíduos e as baixas tensões de confinamento, para além dos aspectos relacionados com o efeito de escala, é provável que, pelo menos em vários dos ensaios

realizados, não haja mobilização da resistência “coesiva”. Naturalmente que para além da tensão de confinamento e dos níveis de deformação, a mobilização da parcela “coesiva” também dependerá das dimensões, composição e orientação dos elementos de reforço, pelo que é provável que haja zonas em que esta componente seja mobilizada e outras em que não o seja, o que, em parte, poderá também justificar os picos localizados de resistência registados nestes dois ensaios e, em particular, nos ensaios CPT. Na tentativa de aferir se os ensaios SPT e CPT mobilizam ou não a resistência global dos resíduos (atrítica e “coesiva”), começaram por se aplicar algumas das correlações propostas para solos granulares (com resistência puramente atrítica) para a avaliação dos ângulos de atrito dos resíduos e compararam-se os valores obtidos com os determinados pelos ensaios triaxiais.

Considerando as profundidades e os locais de colheita das amostras dos ensaios triaxiais, seleccionaram-se, à semelhança do realizado para a avaliação da rigidez, os correspondentes valores de  $N_1(60)_{med}$  numa tentativa de avaliar os ângulos de atrito dos resíduos a partir dos ensaios SPT. Numa primeira análise e considerando que o comportamento dos resíduos é, pelo menos em parte, mais comparável ao dos solos granulares, aplicaram-se aos valores de  $N_1(60)$  discretos (correspondentes às profundidades das amostras dos ensaios triaxiais) algumas das correlações  $\phi/N_1(60)$  propostas para solos arenosos (Décourt (1989), Peck *et al* (1953), Shioi & Fukui (1982, *in* Bowles, 1996) e Hatanaka & Uchida (1996, *in* Mayne *et al*, 2002)). No Quadro 8.17 apresenta-se um resumo dos valores de  $N_1(60)_{med}$  considerados e dos valores médios correspondentes de  $\phi'$  obtidos a partir das correlações mencionadas.

Quadro 8.17 – Parâmetros de resistência por ensaios triaxiais e  $\phi'$  por correlações com os ensaios SPT.

Ensaio triaxiais					Ensaio SPT		$\phi'$ (por correlações de solos arenosos)			
Amostra N°	Prof. (m)	$\varepsilon_a$ (%)	$c'$ (kPa)	$\phi'$ (°)	$N_1(60)_{med}$	$\sigma'_{v med}$	Décourt (1989)	Peck <i>et al</i> (1953)	Shioi & Fukui (1982)	Hatanaka & Uchida (1996)
AM2-A3I <sub>2</sub>	4 a 9	5	12.9	16.7	12	64.5	33.0	31.7	30.4	33.2
		10	17.6	24.2						
		15	21.2	30.9						
		20	26.6	36.8						
		25	39.0	41.5						
		30	59.5	45.0						
AM2-A4I <sub>2</sub>	4 a 9	5	0.0	19.7	13 ou 20	51.3	33.9	32.1	31.2	33.9
		10	1.8	27.1						
		15	9.4	31.9						
		20	21.4	36.1						
		25	39.9	39.9						
		30	71.9	41.6		47.8	36.5	34.7	35.1	37.2
AM2-B1I <sub>2</sub>	6 a 11	5	10.4	14.2	15	59.7	34.8	32.9	32.5	35.0
		10	21.0	20.9						
		15	23.8	30.1						
		20	27.2	38.4						
		25	30.1	46.2						
AM3-B1I <sub>2</sub>	11 a 14	5	11.4	16.8	16	76.1	35.4	33.2	33.1	35.5
		10	12.6	27.8						
		15	13.8	36.2						
		20	13.1	43.0						
		25	11.8	50.2						



Na Figura 8.66 mostram-se as correlações directas obtidas entre  $\phi'_{\text{triax}}/N_1(60)_{\text{med}}$  e os valores de  $\phi'$  obtidos a partir dos  $N_1(60)$ , correspondentes à profundidade das amostras, pelas propostas para solos que fornecem valores mais próximos dos obtidos pelos ensaios triaxiais (para níveis de deformação axial de 15%) e que correspondem às de Peck *et al* (1953) e de Shioi & Fukui (1982).

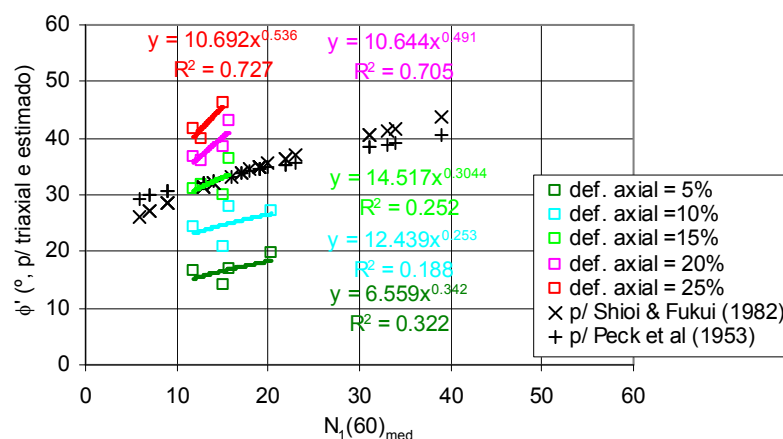


Figura 8.66 – Relação entre os valores de  $\phi'$  dos ensaios triaxiais e  $N_1(60)_{\text{med}}$  correspondentes e estimativa de  $\phi'$  a partir de  $N_1(60)$  por correlações de solos.

Apesar do reduzido número de dados, os resultados apresentados sugerem que existe uma correlação entre  $\phi'_{\text{triax}}$  e  $N_1(60)$  expressa por uma função potência ( $\phi' = a \cdot N_1(60)^b$ ) em que os valores das constantes  $a$  e  $b$  variam com o nível de deformação axial para o qual se pretende estimar  $\phi'$  (Figura 8.67).

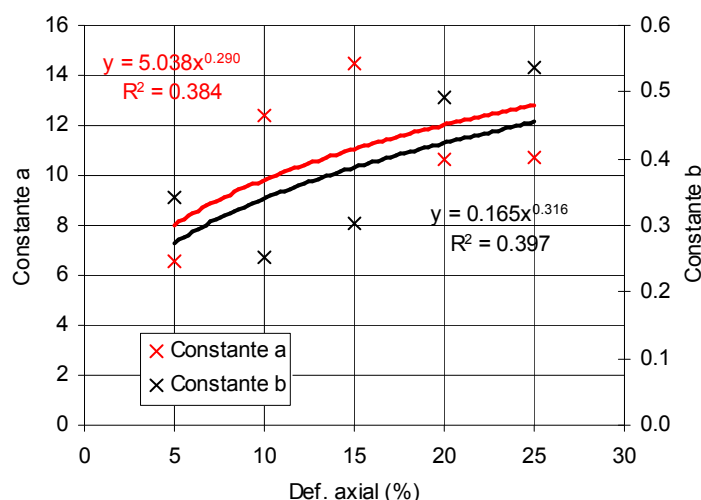


Figura 8.67 – Variação dos valores das constantes  $a$  e  $b$  em função do nível de deformação axial de estimativa de  $\phi'$ .

Os resultados da aplicação das correlações directas entre  $\phi'_{\text{triax}}/N_1(60)_{\text{med}}$  apresentadas na Figura 8.66 (para os diferentes níveis de deformação axial correspondentes à determinação de  $\phi'$ ) aos valores discretos de  $N_1(60)$  correspondentes à profundidade das amostras dos ensaios triaxiais é apresentada na Figura 8.68a). Na Figura 8.68b) mostram-se os resultados obtidos considerando a correlação “geral” em que os valores das constantes  $a$  e  $b$  foram determinados a partir das respectivas correlações com o nível de deformação axial (Figura 8.67). Para níveis de deformação de 15%, estas correlações fornecem valores de  $\phi'$  idênticos aos obtidos pela proposta por Shioi & Fukui (1982) para solos arenosos (Figura 8.68).

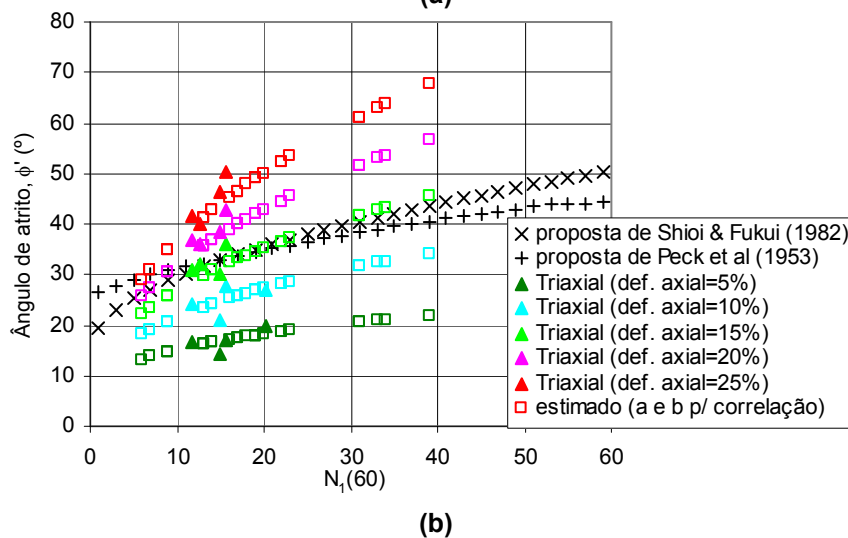
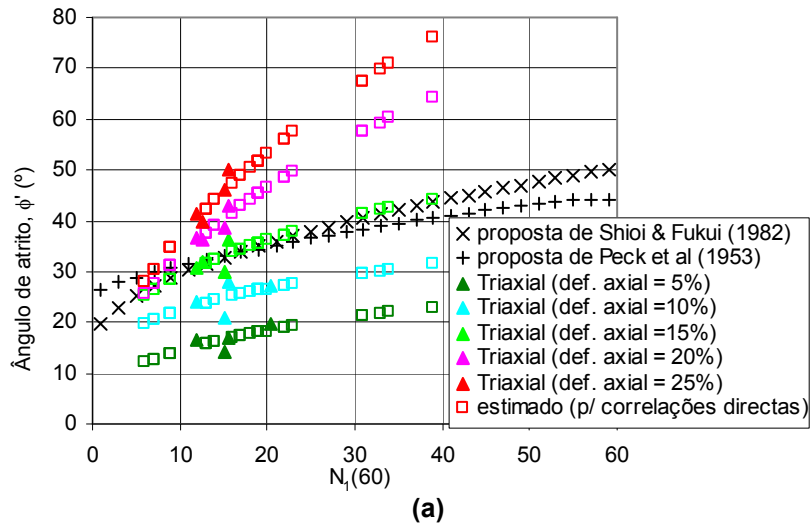


Figura 8.68 – Variação  $\phi'$  em função de  $N_1(60)$  correspondentes e estimativa de  $\phi'$  a partir de: (a) correlações directas com  $N_1(60)$ ; (b) correlação “geral” (a e b por correlação).

Os valores de  $\phi'$  resultantes da aplicação dos dois tipos de correlações apresentadas (directas e “geral”) são em qualquer dos casos idênticos aos determinados pelos ensaios triaxiais e idênticos entre si até níveis de deformação da ordem dos 15%. Para níveis de deformação superiores, os valores de  $\phi'$  tendem a ser mais elevados no caso das correlações directas. De facto, os valores de  $\phi'$  determinados por estas correlações para níveis de deformação de 20% e 25% (em particular pela correlação “directa”) parecem demasiado elevados comparativamente com os obtidos em laboratório e com outros publicados (Figura 8.60), nomeadamente quando os valores de  $N_1(60)$  são mais elevados.

No caso dos ensaios CPT não é possível estabelecer correlações directas com os ensaios triaxiais já que, com material proveniente das mesmas zonas, só se dispõe dos resultados de um ensaio triaxial, AM2-B1I<sub>2</sub> (os restantes 3 ensaios triaxiais correspondem a 2 amostras da Estação A, na qual não foram realizados ensaios CPT, e a 1 amostra da Subestação B1, AM3-B1<sub>2</sub>, proveniente de profundidades e tensões de confinamento superiores às atingidas pelo ensaio CPT correspondente: CPT-B1).

Consequentemente, a análise dos resultados obtidos a partir dos ensaios CPT é apenas qualitativa e feita em relação à globalidade dos resultados obtidos a partir dos ensaios triaxiais e das correlações obtidas

entre estes e os ensaios SPT. Para tal aplicaram-se aos valores de  $q_c$  normalizados ( $q_c/\sigma'_{v0}$ ) as correlações para estimativa de  $\phi'$  propostas por Robertson & Campanella (1983) e Durgunoglu & Mitchell (1975) para solos arenosos e compararam-se com os valores de  $\phi'$  obtidos pela correlação “geral” com os  $N_1(60)$  correspondentes e com os valores obtidos no único ensaio triaxial com equivalência (Figura 8.69). Em termos gerais os valores de ângulo de atrito obtidos através das propostas de Robertson & Campanella (1983) e Durgunoglu & Mitchell (1975) são idênticos aos obtidos pelas correlações com  $N_1(60)$  para um nível de deformação axial de 15%. Porém, isto só se verifica para valores de  $q_c/\sigma'_{v0}$  superiores a cerca de 125. Para valores inferiores, ao que correspondem tensões efectivas *in situ* mais elevadas (superiores a cerca de 40 kPa), os ângulos de atrito obtidos (estimados a partir das correlações indicadas para solos puramente atríticos) são superiores o que, provavelmente, resulta de o ensaio CPT mobilizar as duas componentes de resistência dos resíduos (atrítica e “coesiva”) quando estes se encontram mais confinados.

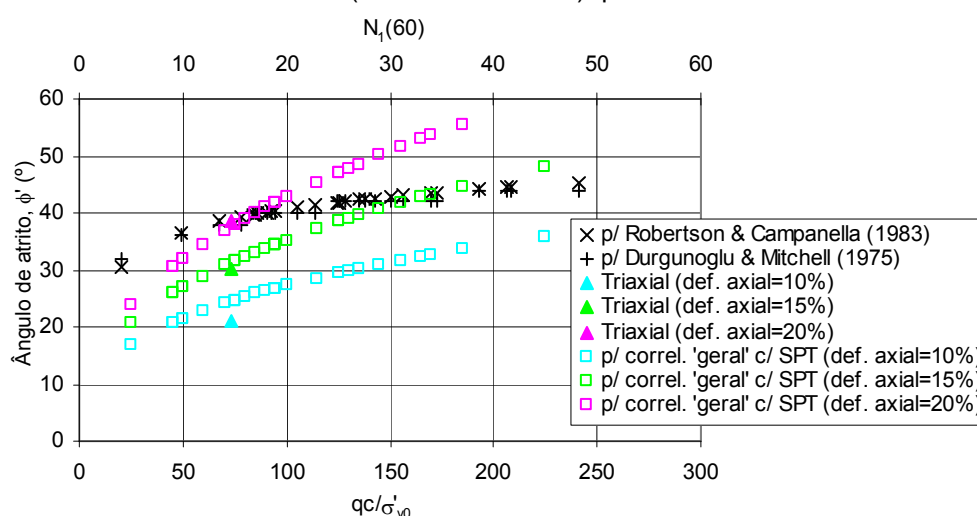


Figura 8.69 – Comparação entre os valores de  $\phi'$  obtidos por correlação com os ensaios SPT, por correlação com o ensaio CPT para solos arenosos e por um ensaio triaxial.

### Resumo

A resistência ao corte dos resíduos é atribuída ao atrito mobilizado entre as partículas da matriz com comportamento “tipo solo” e ao reforço dado pelos elementos fibrosos (conferida pela resistência à tracção das fibras), tendo, a análise dos resultados obtidos a partir dos ensaios triaxiais realizados sobre os resíduos de Sto Tirso e de outros publicados, permitido confirmar que os resíduos mobilizam uma resistência ao corte crescente com o nível de deformação axial sem atingirem um valor máximo até, pelo menos, níveis de deformação da ordem dos 45%.

Este aumento de resistência, que ocorre essencialmente a partir de níveis de deformação da ordem dos 15% a 20%, deve-se à mobilização da resistência à tracção dos elementos fibrosos, a qual, para ser mobilizada, precisa também de um nível de confinamento mínimo que impeça o deslocamento das fibras.

O facto de os resíduos apresentarem uma resistência crescente leva a que a determinação dos parâmetros de resistência, de acordo com os critérios clássicos da Mecânica dos Solos ( $c'$  e  $\phi'$ ; critério de rotura de Mohr-Coulomb), sejam definidos para níveis admissíveis de deformação, que visam a compatibilização das deformações dos resíduos com as dos restantes elementos constituintes dos aterros sanitários, e que a

parcela “coesiva” seja usada para traduzir a resistência à tracção dos elementos fibrosos (ordenada na origem). Os níveis de deformação geralmente utilizados situam-se entre os 15% a 20% que, no presente caso, se verificou serem coincidentes com os propostos por Zeccos (2005) para ensaios triaxiais ( $\varepsilon_a = \varepsilon_{a(K0)} + 5\%$ ).

As envolventes de rotura obtidas apresentam uma curvatura muito incipiente (similar à proposta por Zeccos para RSU, apenas com menor valor de coesão; Figura 2.5, § 2.2), podendo ser equiparadas a envolventes bilineares em que a transição ocorre para níveis de tensão de confinamento da ordem dos 40 a 50 kPa o que, em princípio, corresponde ao nível de tensão necessário para que a mobilização da resistência das fibras se torne mais acentuada. A reduzida curvatura ou bilinearidade das envolventes, também verificada noutros trabalhos, justifica algumas das propostas de simplificação existentes, que defendem o uso de envolventes lineares, em particular quando se pretende estimar parâmetros de resistência para níveis de confinamento não muito reduzidos.

A análise da evolução dos parâmetros de resistência, em função dos níveis de deformação, da composição dos resíduos, das suas idades médias e das tensões de confinamento, permitiu ainda verificar o seguinte:

- a mobilização da parcela “coesiva” só começa a ocorrer de forma nítida para níveis de deformação superiores a 10% a 20%, o que corresponde a níveis superiores aos necessários para mobilizar a maior parte da parcela atrítica (os valores do ângulo de atrito tendem a aumentar de forma nítida até níveis de deformação da ordem dos 5% a 15% e, a partir daí, mantêm-se relativamente constantes ou registam um aumento reduzido);
- o aumento da quantidade de elementos fibrosos e de elementos granulares conduz, respectivamente, a um aumento nos valores da “coesão” e do ângulo de atrito determinados para os mesmos níveis de deformação, verificando-se contudo que no caso da “coesão” este aumento é mais significativo e só começa a ocorrer para níveis de deformação superiores a 15%;
- a “coesão” tende a diminuir com o aumento da idade dos resíduos enquanto a componente atrítica tende a aumentar, sendo no entanto esta variação mais nítida no caso da coesão e, nos dois casos, apenas para níveis de deformação superiores a 15%;
- a influência do aumento da tensão de confinamento parece traduzir-se num acréscimo progressivo da mobilização da parcela “coesiva” (pelo menos até tensões de cerca de 250 kPa, correspondentes aos valores máximos analisados) e numa diminuição dos valores do ângulo de atrito, mais acentuada até níveis de confinamento da ordem dos 100 kPa, tendendo depois a estabilizar.

O facto de os comportamentos observados para os resíduos de Sto Tirso se terem baseado num reduzido número de ensaios e de os dados publicados apresentarem grande variabilidade e apontarem, por vezes, para comportamentos contraditórios, leva a concluir da necessidade de desenvolvimento de trabalhos adicionais de investigação que visem, não só a melhor caracterização e compreensão das propriedades resistentes dos resíduos, mas também a definição de linhas orientadoras para a apresentação da informação mínima necessária à interpretação dos resultados experimentais obtidos. Este aspecto torna-se

relevante quando se pretende analisar conjuntamente os vários dados publicados, os quais provêm de diferentes materiais e procedimentos de ensaio, métodos de preparação das amostras e princípios de interpretação, sem que, em muitos casos, a respectiva informação seja fornecida de forma clara.

Relativamente aos ensaios SPT e CPT, ambos implicam níveis de deformação na zona envolvente às ponteiros, cuja grandeza se desconhece, e a rotura localizada por punçoamento dos resíduos (inerente à cravação das ponteiros), sem ser claro se esta cravação implica a mobilização da resistência à tracção dos elementos fibrosos ou se, pelo contrário, apenas o seu deslocamento, ou seja, se a resistência à penetração registada pelos ensaios corresponde à total ou apenas à componente atrítica.

Apesar de os resultados apresentados não serem conclusivos e se basearem em análises de correlações estabelecidas a partir de um número de ensaios triaxiais muito reduzido, as diferenças entre os valores de ângulo de atrito obtidos pelas correlações estabelecidas com o ensaio SPT e os registados pelos ensaios triaxiais são pequenas e os valores obtidos a partir das correlações para níveis de deformação axial de 15% são idênticas aos obtidos pela proposta de Shioi & Fukui (1982). Este comportamento sugere que o ensaio SPT mobiliza essencialmente a resistência atrítica dos resíduos e é pouco sensível à componente “coesiva”. A estimativa dos valores da resistência atrítica mobilizada para diferentes níveis de deformação parece obedecer a uma relação empírica expressa por uma função potência (Equação 8.33) em que os valores das constantes  $a$  e  $b$  dependem do nível de deformação  $\epsilon_a$  e, no caso dos resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso, são expressos pelas Equações 8.34 e 8.35.

$$\phi' = a.N_1(60)^b \quad (8.33)$$

$$a = 5.038.\epsilon_a^{0.290} \quad (8.34)$$

$$b = 0.165.\epsilon_a^{0.316} \quad (8.35)$$

A comparação dos valores dos ângulo de atrito estimados a partir das correlações com o ensaio SPT (Figura 8.68b), para níveis de deformação axial de 20%) com os obtidos pelos ensaios triaxiais e com os publicados por outros autores também a partir de ensaios triaxiais, é apresentada na Figura 8.70, em função das respectivas tensões médias de confinamento.

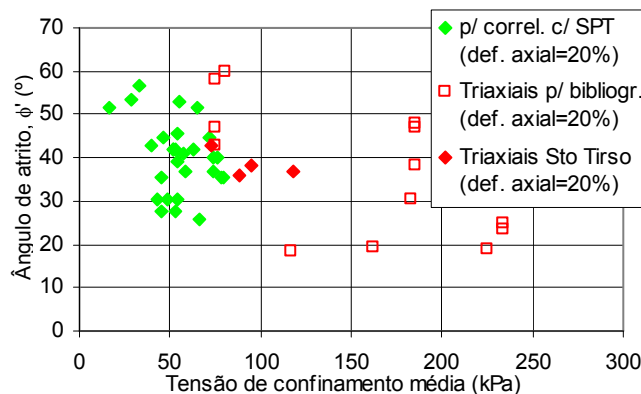


Figura 8.70 – Comparação entre os valores de  $\phi'$  obtidos por correlação com os ensaios SPT e por ensaios triaxiais, em função da tensão de confinamento média.

No caso dos ensaios CPT, o uso das correlações propostas para solos arenosos fornecem valores de  $\phi'$  idênticos aos obtidos pelas correlações com os ensaios SPT e pelos ensaios triaxiais apenas quando os resíduos estão sujeitos a baixas tensões de confinamento (até cerca de 40 kPa). Para tensões de confinamento superiores os valores de  $\phi'$  tendem a ser sobreavaliados. Esta constatação leva a supor que o ensaio CPT apresenta, tal como nos solos, uma maior aptidão para mobilizar a resistência total dos resíduos (atrito + “coesão”) do que o ensaio SPT.

A título de conclusão sublinha-se que os resultados e análises apresentadas pretendem apenas, e quando muito, iniciar uma discussão mais alargada sobre a aplicabilidade e limitações do uso destes ensaios de pequena escala na avaliação das características de resistência dos resíduos, a qual obrigatoriamente necessita de ser suportada por uma quantidade de resultados de ensaios muito superior e devidamente direccionados para este objectivo, sempre associada a uma completa caracterização e descrição do tipo de resíduos em causa, respectivas idades e métodos de deposição.

## 8.6 SINOPSE

No presente capítulo procedeu-se à análise dos parâmetros mecânicos dos resíduos determinados a partir dos ensaios de laboratório e *in situ* e da monitorização do aterro, e à comparação dos respectivos resultados, quer entre si, quer com os valores correspondentes publicados. Tentou-se ainda, sempre que possível, correlacionar alguns destes parâmetros entre si e analisar a sua evolução em função, quer da idade dos resíduos e do tempo decorrido desde o início ou o fim da deposição no aterro sanitário de Sto Tirso, quer de outros factores considerados condicionantes. Por fim, com base nas observações e correlações apresentadas, tentou-se identificar alguns aspectos comportamentais comuns bem como tendências gerais de comportamento mecânico.

No capítulo seguinte far-se-á a aplicação de vários modelos de previsão de assentamentos dos RSU propostos na bibliografia aos dados do aterro sanitário de Sto Tirso.

## **CAPÍTULO 9. APLICAÇÃO DE MODELOS DE COMPORTAMENTO**

### **9.1 INTRODUÇÃO**

No § 3.4 apresentaram-se diversos modelos de avaliação da compressibilidade dos RSU, sendo que a sua maioria tem fundamentação empírica ou corresponde a adaptações a partir dos modelos clássicos de solos. Destaca-se ainda que grande parte dos modelos propostos visam apenas a previsão dos assentamentos a longo prazo e raramente diferenciam os processos de biodecomposição.

Com o objectivo de avaliar a aplicabilidade destes modelos, apresenta-se de seguida a aplicação de alguns dos modelos mais utilizados aos dados obtidos a partir do aterro sanitário de Sto Tirso, bem como a comparação dos respectivos resultados e correspondentes vantagens e limitações.

### **9.2 MODELOS DE ASSENTAMENTOS**

#### **9.2.1 Aplicação de Modelos Existentes**

Da consulta bibliográfica realizada ressalta o elevado número de modelos de previsão de assentamentos propostos por diferentes autores, para além dos aspectos já mencionados (modelos empíricos ou adaptados a partir dos desenvolvidos para solos). Por outro lado, a validação destes modelos, através da sua aplicação a outros aterros distintos dos respectivos casos de estudo, é muito reduzida. Neste contexto, considerou-se importante fazer uma análise comparativa dos resultados obtidos pela aplicação de alguns destes modelos aos dados do aterro sanitário de Sto Tirso, procurando-se contribuir para a avaliação das respectivas vantagens e limitações.

Dos vários modelos de previsão de assentamentos apresentados no § 3.4 seleccionaram-se os seguintes, correspondentes aos mais citados na bibliografia ou aos que aparentam ter uma abordagem mais consistente. Os modelos seleccionados são os de: Sowers (1973), Ranguette *et al* (1989), Bjarngard & Edgers (1990), Yen & Scanlon (1975), Edil *et al* (1990), Gandolla *et al* (1992), Ling *et al* (1998), Edgers *et al* (1992), Meruelo (Ibarra, 1994 e Gonzalez, 1995), Compósito (Marques, 2001) e ISPM (Gourc *et al*, 1998; Thomas, 2000; e Olivier, 2003).

Para a verificação do desempenho destes modelos utilizaram-se os registos dos assentamentos das subestações A1, A2 e A3, por corresponderem aos locais em que a monitorização acompanhou toda a fase de deposição de resíduos. Para cada uma destas subestações utilizaram-se os dados relativos aos marcos associados ao primeiro elemento instalado (A1I, A2Pinf e A3Pinf), tendo, no total, sido depositadas 4 camadas em cada subestação.

Os valores dos parâmetros necessários a cada aplicação foram, sempre que possível, determinados através dos ensaios ou da monitorização do aterro, nomeadamente em termos de datas de deposição e alturas de resíduos, coeficientes de compressibilidade e taxas de assentamento, tensões efectivas, teores em matéria orgânica e constantes de hidrolisação.

A previsão dos assentamentos foi efectuada para a coluna total de resíduos depositados em cada instante, considerando a deposição das novas camadas de resíduos. O reduzido número de registos de assentamentos relativos à(s) primeira(s) camada(s) impediu a definição dos parâmetros necessários à aplicação de alguns dos modelos, pelo que, nesses casos, não se procedeu à previsão do assentamentos da primeira camada individual. Nos restantes casos, em que apesar de matematicamente ser possível proceder à determinação dos parâmetros, as estimativas apresentadas devem ser analisadas com reservas pela dificuldade de definição dos parâmetros associados a estas primeiras camadas. Com excepção das situações indicadas, a previsão dos assentamentos foi efectuada para toda a fase construtiva e para um período após o fim da deposição que inclui todo o período da monitorização do aterro e se prolonga até 10 anos após a última leitura realizada, ou seja, até Julho de 2017.

Alguns dos modelos seleccionados são pouco claros quanto à definição da origem do tempo a considerar. Para avaliar a influência deste aspecto testou-se (quando fazia sentido) a aplicação de diferentes critérios de definição de  $t_0$ , tendo-se para tal considerado 3 séries distintas de tempo:

- Série A, em que  $t_0$  corresponde ao início de construção do aterro;
- Série B, em que  $t_0$  é o início da deposição de cada camada;
- Série C, em que  $t_0$  corresponde ao fim da deposição de cada camada.

Nos pontos seguintes apresentam-se, para cada modelo, os valores obtidos para os respectivos parâmetros definidos de acordo com os princípios básicos de cada modelo, bem como as principais vantagens, limitações ou dificuldades verificadas, algumas curvas ilustrativas dos resultados obtidos e os desvios registados. Em seguida é apresentada uma análise comparativa entre os resultados obtidos e, quando aplicável, a avaliação dos diferentes critérios de tempo considerados.

Os desvios entre os valores registados para cada caso e os estimados pelos diferentes modelos são expressos em percentagem (Equação 9.1). Estes desvios foram determinados para as várias leituras de cada coluna de resíduos depositados, apresentando-se, para cada modelo, o desvio médio da coluna de resíduos ( $D_{méd,j}$ ) e o correspondente à última leitura de cada coluna ( $D_{últ}$ ). Para a coluna final (ou total) de resíduos apresenta-se ainda o desvio obtido para a última leitura realizada antes da paragem do controlo topográfico (em Dezembro de 2005,  $D_{últ\ 2005}$ ) e o desvio médio absoluto de cada coluna ( $D_{méd,abs}$ ) correspondente à média dos valores absolutos dos desvios das 3 subestações.

$$D_j(t) (\%) = \frac{\Delta H_{prev,j}(t) - \Delta H_{med,j}(t)}{\Delta H_{med,j}(t)} \cdot 100 \quad (9.1)$$

Em que  $D_j$  é o desvio percentual no tempo  $t$  da coluna de resíduos constituída pelas camadas 1 a  $j$ ,  $\Delta H_{prev,j}$  é o assentamento previsto pelo modelo e  $\Delta H_{med,j}$  é o assentamento registado, ambos para o instante  $t$ .



### 9.2.1.1 Modelos de Sowers e de Bjarngard & Edgers

Os modelos de Sowers (1973) e de Bjarngard & Edgers (1990) baseiam-se nas teorias clássicas de consolidação de solos propostas por Terzaghi (1943) e por Buisman (1936), incluindo uma parcela relativa aos assentamentos primários e uma (Sowers) ou duas parcelas (Bjarngard & Edgers) para os assentamentos secundários. Em qualquer dos casos, os autores associam os assentamentos primários a acções mecânicas resultantes da deposição de novas camadas e os assentamentos secundários aos processos de decomposição (físico-química e bioquímica) da matéria orgânica e de fluência mecânica. Os modelos propostos por Sowers e Bjarngard & Edgers são expressos, respectivamente, pelas Equações 9.2 e 9.3, já apresentadas nos § 3.4.2 e § 3.4.4 bem como o significado dos respectivos símbolos.

$$\Delta H = \Delta H_p + \Delta H_s = H_0 \cdot Cc' \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0} + H_1 \cdot C\alpha' \cdot \log \frac{t}{t_1} \quad (9.2)$$

$$\Delta H = \Delta H_p + \Delta H_s = H_0 \cdot Cc' \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0} + H_1 \cdot C\alpha_1' \cdot \log \frac{t_k}{t_1} + H_k \cdot C\alpha_2' \cdot \log \frac{t}{t_k} \quad (9.3)$$

A diferença entre os dois modelos prende-se apenas com a consideração de duas parcelas para os assentamentos secundários no caso da proposta de Bjarngard & Edgers. Segundo estes autores os assentamentos secundários dos resíduos são discriminados em duas fases, uma primeira em que os assentamentos são dominados por interacções mecânicas, e uma segunda em que aos mecanismos da primeira fase acrescem os resultantes da biodegradação, o que se traduziria em taxas de assentamentos mais elevadas. Este comportamento não está de acordo com o observado para o aterro de Sto Tirso em que se identificam duas fases de assentamentos secundários, mas em que à segunda correspondem menores taxas de assentamento.

Apesar de nenhum dos modelos propostos definir critérios claros para a definição de  $t_0$ , à semelhança dos solos este deverá estar associado à aplicação das sobrecargas, ou seja, ao início ou ao fim da deposição de novas camadas de resíduos (Séries B e C). Contudo quando se pretende analisar a sequência construtiva total de um aterro sanitário, os tempos de aplicação das sobrecargas e restantes parâmetros de tempo, poderão ser definidos em relação ao início da construção do aterro (Série A).

Com o objectivo de avaliar a influência do critério de definição de  $t_0$  nos resultados obtidos apresenta-se no Quadro 9.1 os valores dos parâmetros  $Cc'$ ,  $C\alpha_1'$  e  $C\alpha_2'$  determinados para cada série de tempo. Os valores de  $Cc'$  correspondem aos apresentados no § 8.2.1 a partir dos registos dos assentamentos do topo do aterro (controlo topográfico) e considerando os assentamentos secundários ocorridos durante o respectivo período de tempo, ou seja  $Cc''$  (§ 8.2.1). Os valores de  $C\alpha_1'$  e  $C\alpha_2'$  da Série C correspondem aos apresentados no § 8.2.1 a partir do controlo topográfico do topo do aterro, tendo-se, no caso das séries A e B seguido o mesmo procedimento mas utilizado os tempos relativos a  $t_0$  de cada série temporal.

Quadro 9.1 – Variação dos parâmetros de compressibilidade dos modelos de Sowers e de Bjarngard & Edgers em função da série de tempo considerada.

Edgers em função da série de tempo considerada.							
Modelos	Sowers e Bjarngard & Edgers				Bjarngard & Edgers		
Parâmetros	Cc''	C $\alpha_1$ '			C $\alpha_2$ '		
		Série A	Série B	Série C	Série A	Série B	Série C
Subestação A1							
7ª camada	0.270	0.163	0.163	0.159	-	-	-
7ª+8ª camadas	0.117	0.186	0.119	0.100	-	-	-
7ª+8ª+9ª camadas	0.369	0.377	0.078	0.066	-	-	-
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	-	0.528	0.184	0.168	0.162	0.102	0.099
Subestação A2							
7ª camada	0.195	0.215	0.215	0.193	-	-	-
7ª+8ª camadas	0.166	0.266	0.153	0.127	-	-	-
7ª+8ª+9ª camadas	0.203	0.554	0.107	0.092	-	-	-
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	-	0.544	0.184	0.182	0.217	0.135	0.134
Subestação A3							
6ª camada	-	0.078	0.078	0.074	-	-	-
6ª+7ª camadas	0.354	0.223	0.075	0.067	-	-	-
6ª+7ª+8ª camadas	0.206	0.477	0.154	0.129	-	-	-
6ª+7ª+8ª+9ª camadas	-	0.468	0.165	0.159	0.118	0.073	0.072

A Figura 9.1 ilustra os resultados obtidos para a subestação A1, para cada uma das séries de tempo utilizadas, e no Quadro 9.2 apresentam-se os desvios entre os valores estimados e os registados.

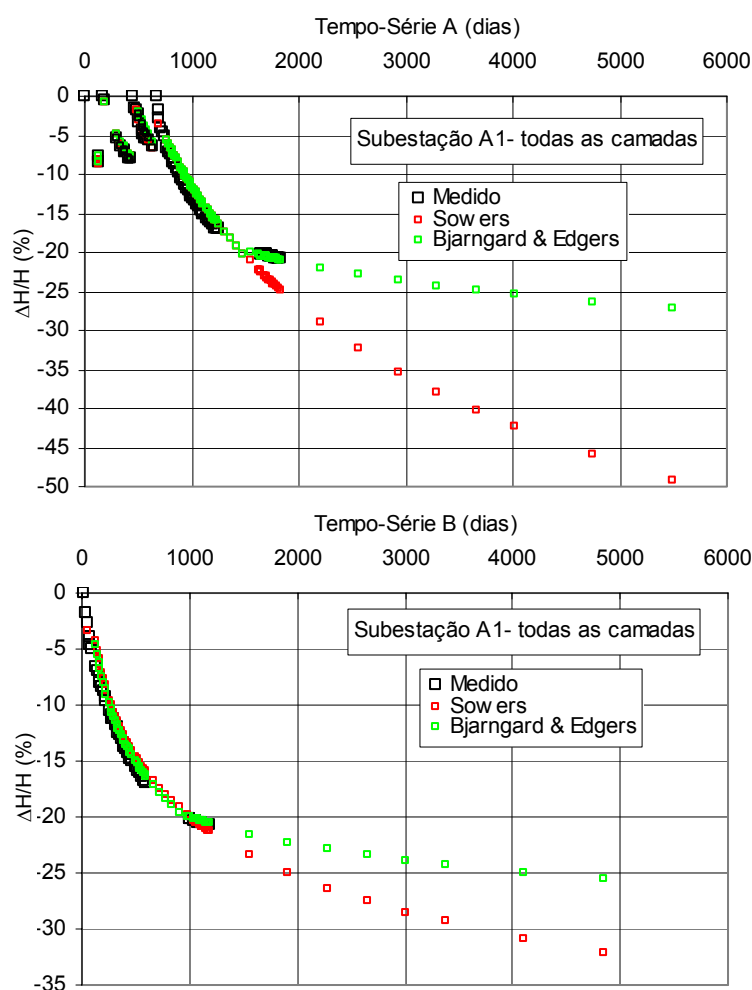


Figura 9.1 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos modelos de Sowers e de Bjarngard & Egers para a subestação A1 (continua na página seguinte).

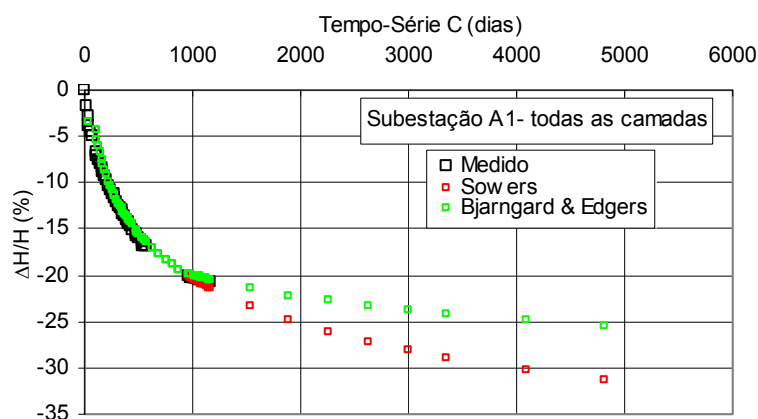


Figura 9.1 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos modelos de Sowers e de Bjarngard & Egers para a subestação A1 (continuação).

Quadro 9.2 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelos modelos de Sowers e de Bjarngard & Egers.

Camadas depositadas	Subestação	Desvio (%)	Sowers			Bjarngard & Egers		
			Série A	Série B	Série C	Série A	Série B	Série C
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup> (todas)	A1	D <sub>últ2005</sub>	-3.818	-5.104	-2.952	-4.193	-3.118	-2.952
		D <sub>últ</sub>	19.775	2.660	3.019	2.078	-0.827	-1.463
		D <sub>méd</sub>	-1.750	-5.592	-3.096	-7.318	-5.396	-5.256
	A2	D <sub>últ2005</sub>	-6.992	-1.807	-1.879	-1.703	-1.807	-1.879
		D <sub>últ</sub>	13.542	1.520	1.320	0.115	-1.152	-1.296
		D <sub>méd</sub>	-7.815	-3.101	-3.206	-4.589	-3.532	-3.630
	A3	D <sub>últ2005</sub>	-4.076	-0.535	1.006	-4.076	1.480	1.006
		D <sub>últ</sub>	22.662	12.723	13.663	0.486	0.162	0.042
		D <sub>méd</sub>	-5.910	-1.562	0.392	-9.396	-0.686	-1.034
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup>	A1	D <sub>últ</sub>	1.713	1.713	2.254	1.713	1.713	2.254
		D <sub>méd</sub>	-3.081	-3.081	-1.228	-3.466	-3.466	-1.381
	A2	D <sub>últ</sub>	1.324	1.324	1.841	-1.619	-1.619	-1.608
		D <sub>méd</sub>	5.548	5.548	7.496	1.435	1.435	2.677
	A3	D <sub>últ</sub>	-0.152	-0.152	2.229	-0.152	-0.152	0.341
		D <sub>méd</sub>	-1.015	-1.015	1.803	-1.015	-1.015	-0.338
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	A1	D <sub>últ</sub>	-1.560	-1.560	-2.332	-1.560	-1.560	-2.332
		D <sub>méd</sub>	0.014	0.014	-0.946	0.014	0.014	-0.946
	A2	D <sub>últ</sub>	2.235	2.235	5.063	1.527	1.527	0.311
		D <sub>méd</sub>	2.510	2.510	6.095	2.369	2.369	1.063
	A3	D <sub>últ</sub>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		D <sub>méd</sub>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1 <sup>a</sup>	A1	D <sub>últ</sub>	5.229	5.229	5.545	-0.074	-0.074	0.065
		D <sub>méd</sub>	5.430	5.430	5.758	-0.077	-0.077	0.068
	A2	D <sub>últ</sub>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		D <sub>méd</sub>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	A3	D <sub>últ</sub>	0.991	0.991	3.306	0.991	0.991	1.918
		D <sub>méd</sub>	-0.720	-0.720	1.698	-0.720	-0.720	0.266
D <sub>méd,abs</sub> todas as camadas		D <sub>últ2005</sub>	4.962	2.482	1.946	3.199	2.135	1.946
		D <sub>últ</sub>	18.660	5.634	6.000	0.594	0.714	0.934
		D <sub>méd</sub>	5.159	3.419	2.231	6.883	3.011	3.113
D <sub>méd,abs</sub> 1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> camadas		D <sub>últ</sub>	2.072	1.063	2.108	2.178	1.162	1.401
		D <sub>méd</sub>	3.186	3.214	3.509	8.301	1.972	1.465
D <sub>méd,abs</sub> 1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> camadas		D <sub>últ</sub>	2.665	1.265	2.465	2.040	1.029	0.881
		D <sub>méd</sub>	2.512	0.841	2.347	1.545	0.795	0.670
D <sub>méd,abs</sub> 1 <sup>a</sup> camada		D <sub>últ</sub>	2.073	2.073	2.950	0.355	0.355	0.661
		D <sub>méd</sub>	2.050	2.050	2.485	0.265	0.265	0.111

Em ambos os modelos os desvios relativos às 3 primeiras camadas são aproximadamente da mesma ordem de grandeza em qualquer das séries de tempo consideradas, sendo as médias dos valores absolutos dos desvios das 3 subestações, por regra, inferiores a cerca de 3% (quer para  $D_{\text{últ}}$ , quer para  $D_{\text{méd}}$ ). Salienta-se contudo que os coeficientes de compressibilidade da 1ª camada das Subestações A1 e A2 e da 1ª+2ª camadas da subestação A3 foram determinados a partir de um número de leituras topográficas muito limitado.

Relativamente aos resultados obtidos para a altura total de resíduos (todas as camadas) verifica-se que os desvios das séries B e C são da mesma ordem de grandeza e superiores no caso da série A, em particular para  $D_{\text{últ}}$  do modelo Sowers. As diferenças resultantes da adopção de diferentes critérios de  $t_0$  não parecem no geral muito significativas, contudo para estimativas a longo prazo verifica-se que o modelo de Sowers, por incluir apenas um valor constante de  $C\alpha$ , conduz a valores de assentamentos muito superiores aos obtidos através do modelo de Bjarngard & Edgers, em particular quando se utilizam séries de tempo mais extensas, como é o caso da Série A (correspondente ao tempo decorrido desde o início da construção do aterro).

#### 9.2.1.2 Yen & Scanlon

O modelo proposto por Yen & Scanlon (1975), apresentado no § 3.4.6, baseou-se na análise das velocidades dos assentamentos registadas em 3 aterros sanitários da Califórnia, as quais demonstraram diminuir linearmente com o logaritmo do tempo (Equação 9.4).

$$m = \frac{\Delta H}{dt} = a - b \log t \quad (9.4)$$

De modo a considerar a história construtiva do aterro, estes autores propõem que o tempo inicial,  $t_0$ , corresponda a metade do tempo de construção do aterro (em meses),  $T_c/2$ . Como os casos de estudo utilizados pelos autores correspondem a aterros em que a deposição já tinha finalizado enquanto no de Sto Tirso o registo dos assentamentos abrange a fase construtiva e a pós construtiva, optou-se, no presente trabalho, por utilizar duas séries de tempo: meio tempo de construção definido em relação ao início da deposição em cada subestação (Série A); e meio tempo de construção definido em relação ao início da deposição de cada camada (Série B).

A relação velocidade dos assentamentos *versus* o logaritmo do tempo (meses) da coluna total de resíduos das 3 subestações é apresentada na Figura 9.2 e no Quadro 9.3 os valores das constantes  $a$  e  $b$  obtidos para os vários casos analisados. A definição das constantes do modelo obrigou, em alguns casos, à não consideração da totalidade das leituras de forma a obter melhores coeficientes de correlação e uma melhor concordância entre os assentamentos estimados e os observados. Como exemplo, a Figura 9.3 ilustra os resultados obtidos para o caso da coluna total de resíduos da Subestação A2, determinados a partir da integração da Equação 9.4 em ordem ao tempo, e os desvios obtidos para a totalidade de pontos analisados são apresentados no Quadro 9.4.

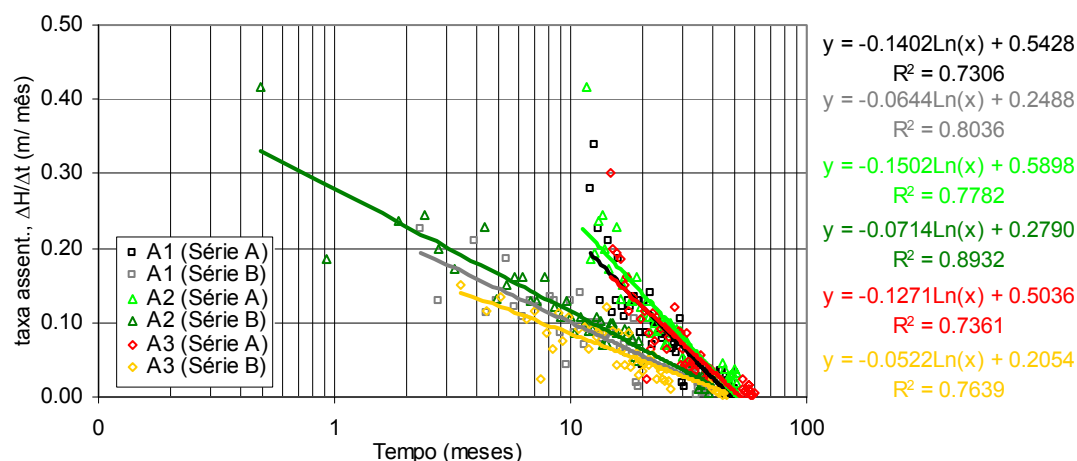


Figura 9.2 – Velocidade dos assentamentos em função do tempo (modelo de Yen & Scanlon, 1975).

Quadro 9.3 – Parâmetros do modelo de Yen & Scanlon para as séries de tempo consideradas (A e B).

Parâmetros	Série A			Série B		
	a (m/mês)	b	Tmáx (meses)	a (m/mês)	b	Tmáx (meses)
Subestação A1						
7ª camada	-	-	-	-	-	-
7ª+8ª camadas	0.1123	0.0548	-	0.0823	0.0265	-
7ª+8ª+9ª camadas	0.9461	0.8082	-	0.2065	0.2008	-
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	0.5428	0.3224	48.3	0.2488	0.1483	47.6
Subestação A2						
7ª camada	-	-	-	-	-	-
7ª+8ª camadas	0.1139	0.0262	-	0.0951	0.0099	-
7ª+8ª+9ª camadas	1.5515	1.2770	-	0.3300	0.2966	-
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	0.5898	0.3458	50.7	0.2790	0.1644	49.8
Subestação A3						
6ª camada	0.0564	0.0414	-	0.0551	0.0387	-
6ª+7ª camadas	2.2893	2.1568	-	0.8229	1.0527	-
6ª+7ª+8ª camadas	0.4461	0.2791	-	0.2052	0.1140	-
6ª+7ª+8ª+9ª camadas	0.5036	0.2927	52.6	0.2054	0.1202	51.2

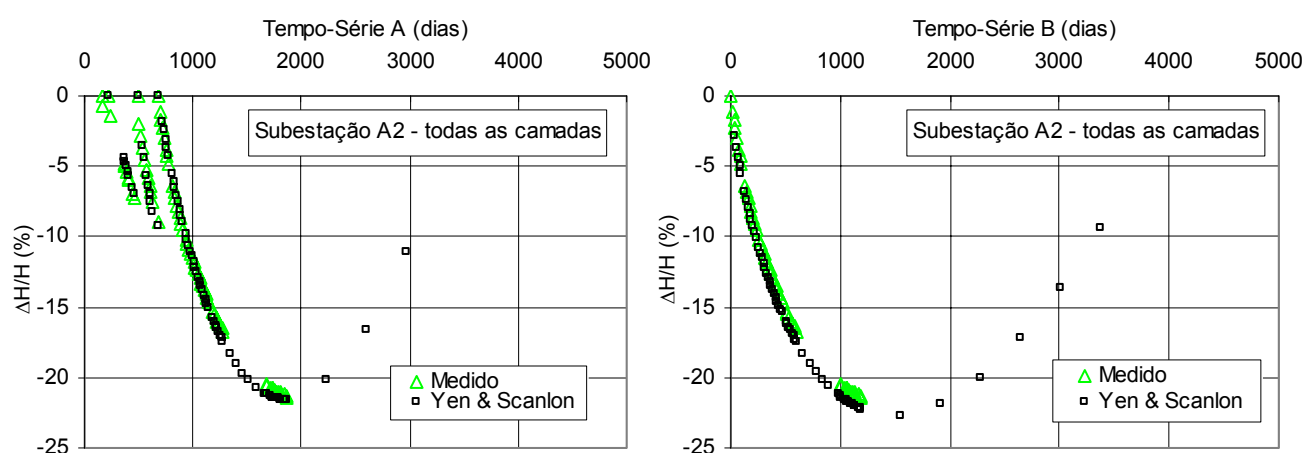


Figura 9.3 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Yen & Scanlon para a subestação A2.

Quadro 9.4 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Yen &amp; Scanlon.

Camadas depositadas	Desvio (%)	Subestação A1		Subestação A2		Subestação A3		$D_{méd,abs}$ (%)	
		Série A	Série B	Série A	Série B	Série A	Série B	Série A	Série B
$1^a+2^a+3^a+4^a$ (todas)	Dúlt2005	-2.322	-1.776	4.354	4.726	3.491	-1.060	3.389	1.814
	Dúlt	-2.315	1.162	0.844	3.980	0.788	4.916	1.315	3.353
	Dméd	-12.718	-1.998	-2.118	7.264	-5.957	-1.114	2.960	2.716
$1^a+2^a+3^a$	Dúlt	4.350	3.755	2.396	-4.209	-0.997	-0.643	1.916	2.440
	Dméd	1.426	4.278	5.451	0.276	-3.414	-2.286	1.154	0.756
$1^a+2^a$	Dúlt	-10.809	-1.751	-4.986	1.084	1.923	1.933	5.906	1.589
	Dméd	-11.833	-7.498	-6.319	1.552	0.961	0.966	6.371	3.339
$1^a$	Dúlt	-	-	-	-	10.279	11.891	-	-
	Dméd	-	-	-	-	4.976	5.129	-	-

Da análise da Figura 9.3 ressalta a forte concavidade que as curvas apresentam a partir de determinado momento. Este comportamento resulta do facto de para valores de  $t$  superiores a  $10^{a/b}$ , ( $t_{máx}$ ),  $m$  se tornar negativo, o que se traduz num fenómeno fisicamente impossível, ou seja, na “recuperação” dos assentamentos ocorridos. Apesar desta limitação importante, a aplicação deste modelo para tempos de estimativa inferiores a  $t_{máx}$  conduziu, na maior parte dos casos (cerca de 80%), a desvios inferiores a 5%, e apresenta ainda a vantagem de tentar incorporar de forma simplificada a “história” do aterro através do conceito da idade média do aterro. O uso de uma ou outra série de tempos não evidência grandes diferenças, apesar de em termos gerais a Série B ter fornecido melhores resultados.

### 9.2.1.3 Ling *et al*

Ling *et al* (1998) propõem um modelo empírico (§ 3.4.10) representado por uma função hiperbólica (Equação 9.5), em que  $t_0$  corresponde ao início das medições ou a qualquer outro tempo, após encerramento do aterro, considerado com interesse. Como a definição de  $t_0$  implica que a deposição já tenha finalizado, a série de tempo utilizada foi a C (em que  $t_0$  corresponde ao fim da deposição de cada camada).

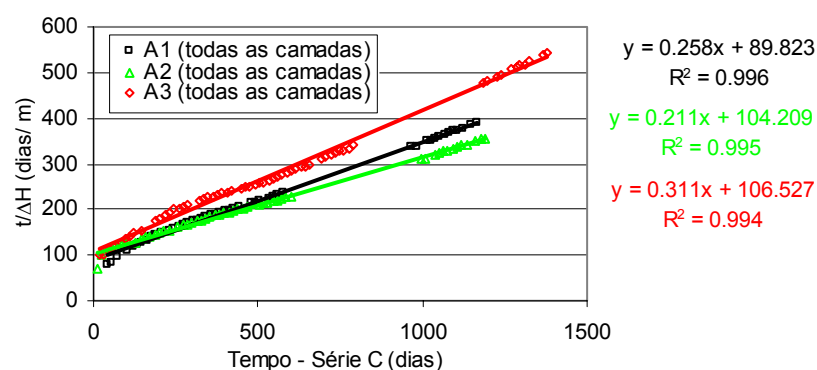
$$\Delta H = \frac{t}{\frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{\Delta H_{ult}}} \quad (9.5)$$

Em que  $\rho_0$  é a taxa de assentamento inicial, isto é  $\Delta H/\Delta t$  para  $t \approx t_0$ ,  $\Delta H_{ult}$  é o assentamento final esperado para  $t \rightarrow \infty$ , e  $t$  é o tempo decorrido após o início das leituras.

A determinação das constantes do modelo pode ser efectuada por transformação da Equação 9.5 em:

$$\frac{t}{\Delta H} = \frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{\Delta H_{ult}} \quad (9.6)$$

A representação gráfica da Equação 9.6 corresponde a uma recta em que,  $\rho_0$  é o inverso da intercepção na origem e  $\Delta H_{ult}$  o inverso do declive da recta. O tempo necessário para atingir 95% do assentamento final ( $\Delta H_f = 0,95 \cdot \Delta H_{ult}$ ) é dado por  $t_f = 19 \Delta H_{ult} / \rho_0$ . Na Figura 9.4 apresentam-se as relações  $t/\Delta H$  para a altura total de resíduos das 3 subestações e no Quadro 9.5 mostram-se os parâmetros do modelo determinados a partir da totalidade de dados analisados. Para a totalidade dos dados analisados, o coeficiente de correlação mínimo obtido,  $R^2$ , entre  $t/\Delta H$  *versus*  $t$  foi de 0,90.

Figura 9.4 – Relação  $t/\Delta H$  versus tempo (modelo de Ling *et al*, 1998).Quadro 9.5 – Parâmetros do modelo de Ling *et al* (Série de tempo C).

Parâmetros	a (dias/m)	b (1/m)	$\rho_0$ (m/dias)	$\Delta H_{ult}$ (m)	$T_{95}$ (dias)	$\Delta H_{ult}/H_0$	$\rho_0/H_0$ (1/dias)
Subestação A1							
7ª camada	374.270	0.778	0.003	1.285	913557	0.384	0.0008
7ª+8ª camadas	188.240	0.850	0.005	1.177	420871	0.153	0.0007
7ª+8ª+9ª camadas	113.310	0.739	0.009	1.353	291364	0.120	0.0008
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	89.823	0.258	0.011	3.882	662514	0.271	0.0008
Subestação A2							
7ª camada	-	-	-	-	-	-	-
7ª+8ª camadas	266.970	0.189	0.004	5.285	2680988	0.486	0.0003
7ª+8ª+9ª camadas	57.394	0.549	0.017	1.822	198704	0.157	0.0015
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	104.210	0.211	0.010	4.739	938384	0.307	0.0006
Subestação A3							
6ª camada	277.310	2.682	0.004	0.373	196439	0.094	0.0009
6ª+7ª camadas	204.290	1.071	0.005	0.933	362284	0.113	0.0006
6ª+7ª+8ª camadas	129.730	0.362	0.008	2.762	680715	0.215	0.0006
6ª+7ª+8ª+9ª camadas	106.530	0.311	0.009	3.220	651665	0.227	0.0007

Os valores das constantes determinadas para o aterro de Sto Tirso são bastante superiores aos obtidos noutros casos de estudo (Figura 9.5). Admite-se que estas diferenças se devam essencialmente ao facto de a idade média dos resíduos de Sto Tirso ser inferior à dos restantes aterros referidos na Figura 9.5 e de a instrumentação ter decorrido durante todo o período de deposição e imediatamente após o fim desta (coluna total). Na verdade mesmo para os aterros de Meruelo e de Wisconsin (RSU recentes), a idade média dos seus resíduos no início da instrumentação era de 2 anos e a instrumentação iniciou-se, também em qualquer dos casos, apenas alguns meses após o fim da deposição. Os valores mínimos publicados estão associados ao aterro de Bandeirantes (São Paulo) em que os resíduos da subzona em análise (AS-1) foram depositados em 3 períodos (compreendidos entre 1978/1982, 1988/1991 e 1993/1995) e a instrumentação iniciou-se em 1997. Esta constatação leva a crer que a idade média dos resíduos e o início do período de instrumentação, relativamente à história do aterro, possa ter uma influência mais significativa no valor das constantes do que propriamente a altura da coluna de resíduos depositados.

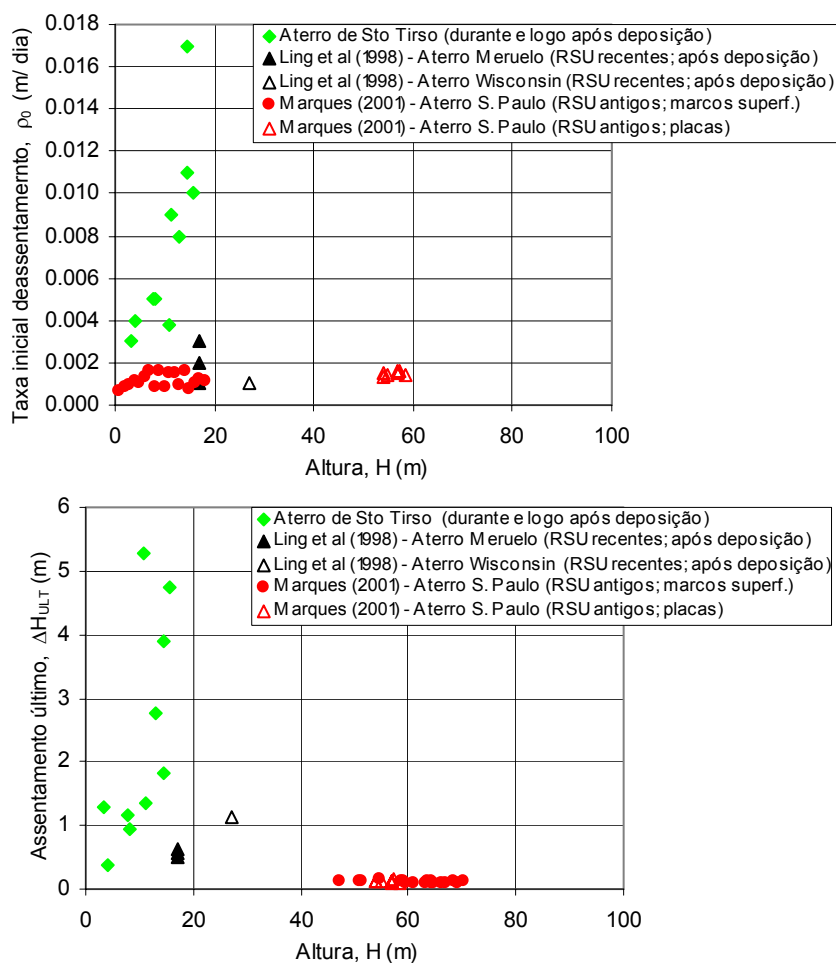


Figura 9.5 – Comparação entre os valores das constantes do modelo de Ling *et al* obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso e os resultantes da aplicação do modelo a outros caso de estudo.

A comparação entre os assentamentos estimados e os observados para a Subestação A3 encontra-se representada na Figura 9.6 e os desvios obtidos para os vários pontos de controlo apresentam-se no Quadro 9.6.

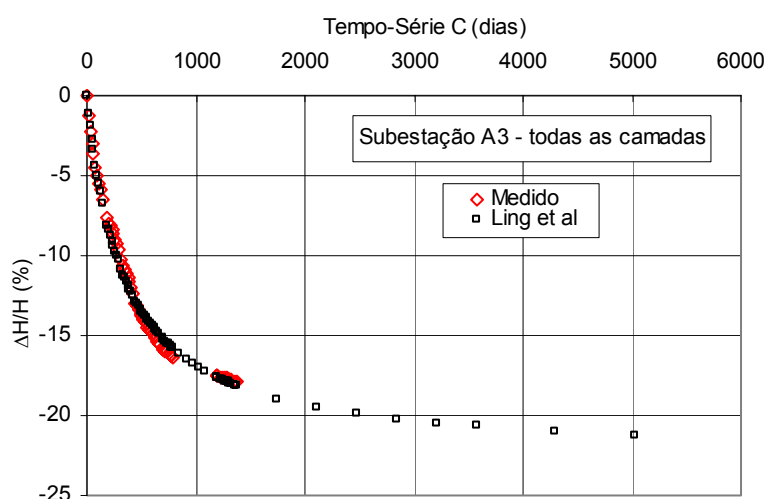


Figura 9.6 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Ling *et al* para a subestação A3.



Quadro 9.6 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Ling *et al.*

Camadas depositadas	Desvio (%)	Subestação A1	Subestação A2	Subestação A3	$D_{méd,abs}$ (%)
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup> (todas)	Dúlt2005	-0.414	-0.401	-3.139	1.318
	Dúlt	0.375	0.188	1.803	0.789
	Dméd	-1.681	0.467	0.065	0.738
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup>	Dúlt	3.639	-8.224	-0.267	4.043
	Dméd	1.806	-0.952	-0.001	0.920
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	Dúlt	-0.099	0.459	0.000	0.034
	Dméd	-0.012	-0.039	0.000	0.046
1 <sup>a</sup>	Dúlt	-0.001	-	-3.056	1.529
	Dméd	-0.001	-	-0.336	0.169

O uso deste modelo evidenciou uma boa concordância entre os valores dos assentamentos previstos e os registados e, consequentemente, desvios pouco significativos. Apesar de não se conhecerem muitos casos de aplicação deste modelo, os existentes evidenciaram igualmente uma boa concordância de resultados.

#### 9.2.1.4 Ranguette *et al* (adaptado de Gibson & Lo)

Partindo do modelo reológico desenvolvido por Gibson & Lo (1961) para simular a compressão secundária em solos turfosos, Ranguette *et al* (1989) propõem um modelo visco-elástico linear cuja descrição foi apresentada no § 3.4.3 (Equação 9.7).

$$\varepsilon(t) = \frac{\Delta H(t)}{H} = \sigma' \left[ a + b \left( 1 - e^{-\lambda/b(t-t_0)} \right) \right] \quad (9.7)$$

Em que,  $\Delta H(t)$  é o assentamento no instante  $t$ ,  $H$  é a altura inicial do aterro,  $\sigma'$  é a tensão vertical efectiva,  $t$  é o tempo decorrido após aplicação da carga efectiva,  $t_0$  corresponde ao tempo de aplicação da carga (ou seja, à Série C),  $a$  é o coeficiente de compressão primária equivalente ao módulo edométrico ( $\text{kPa}^{-1}$ ),  $b$  é o coeficiente de compressão secundária ( $\text{kPa}^{-1}$ ), e  $\lambda/b$  é a taxa de compressão secundária ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Derivando a Equação 9.7 em ordem ao tempo obtém-se a Equação 9.8, pelo que a partir do ajuste de funções exponenciais ( $y=m.e^{n.x}$ ) aos dados das curvas  $\Delta\varepsilon(t)/\Delta t$  *versus*  $t$  se determinam as constantes  $\lambda$  e  $b$  do modelo (Figura 9.7). Como alternativa pode-se linearizar a função derivada (Equação 9.8), por aplicação de logaritmos, e ajustar funções lineares ao gráfico  $\ln(\Delta\varepsilon(t)/\Delta t)$  *versus*  $t$ .

$$\frac{d\varepsilon(t)}{dt} = \sigma' \cdot \lambda \cdot e^{-(\lambda/b)t} \quad (9.8)$$

O parâmetro  $a$  é determinado através da resolução da Equação 9.8 considerando  $t$  correspondente ao fim da compressão primária ( $t_1$ ) e a respectiva deformação (Equação 9.9).

$$a = \frac{\varepsilon(t_1)}{\sigma'} - b \left[ 1 - e^{-(\lambda/b)t_1} \right] \quad (9.9)$$

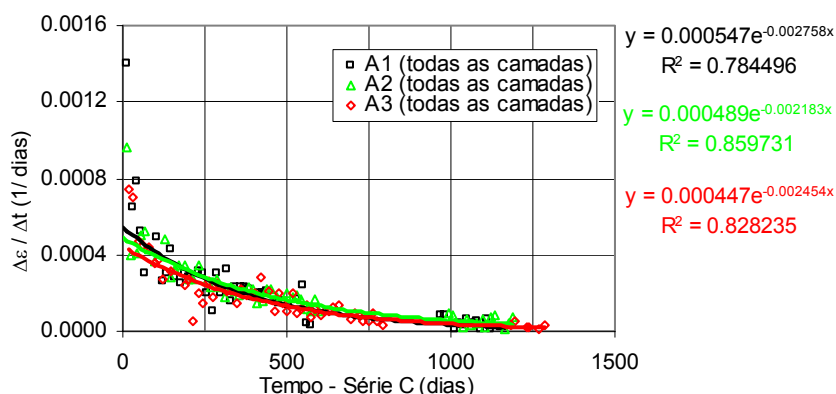


Figura 9.7 – Curvas para determinação das constantes  $\lambda$  e  $b$  do modelo de Ranguette *et al* (1989).

No Quadro 9.7 apresentam-se os valores das constantes determinados para os vários pontos do aterro sanitário de Sto Tirso e na Figura 9.8 a comparação entre estes valores e os obtidos pela aplicação do modelo a outros casos de estudo, em função da altura inicial, verificando-se, no geral, uma boa concordância de valores e uma tendência para estes diminuírem consoante aumenta a altura do aterro.

Quadro 9.7 – Parâmetros do modelo de Ranguette *et al* (Série de tempo C).

Parâmetros	$n=\sigma'_v\lambda$	$m=-(\lambda/b)$	$\sigma'_{v0}$ (kPa)	$a$ (kPa <sup>-1</sup> )	$b$ (kPa <sup>-1</sup> )	$\lambda/b$ (dia <sup>-1</sup> )
Subestação A1						
7ª camada	0.008511	-0.021172	10.7	-2.74E-02	3.74E-02	2.12E-02
7ª+8ª camadas	0.000473	-0.004319	3.7	2.73E-03	2.92E-02	4.32E-03
7ª+8ª+9ª camadas	0.000776	-0.010182	36.0	-6.70E-05	2.12E-03	1.02E-02
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	0.000547	-0.002758	69.0	2.49E-04	2.88E-03	2.76E-03
Subestação A2						
7ª camada	-	-	-	-	-	-
7ª+8ª camadas	0.000202	0.001205	12.7	1.08E-03	-1.32E-02	-1.20E-03
7ª+8ª+9ª camadas	0.000832	-0.006399	35.5	1.47E-05	3.66E-03	6.40E-03
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	0.000489	-0.002183	71.6	8.62E-05	3.13E-03	2.18E-03
Subestação A3						
6ª camada	0.000338	-0.003184	15.8	8.68E-04	6.73E-03	3.18E-03
6ª+7ª camadas	0.264408	-0.046527	34.2	-1.65E-01	1.66E-01	4.65E-02
6ª+7ª+8ª camadas	0.000568	-0.003522	23.5	-2.41E-05	6.86E-03	3.52E-03
6ª+7ª+8ª+9ª camadas	0.000447	-0.002454	57.1	8.30E-05	3.19E-03	2.45E-03

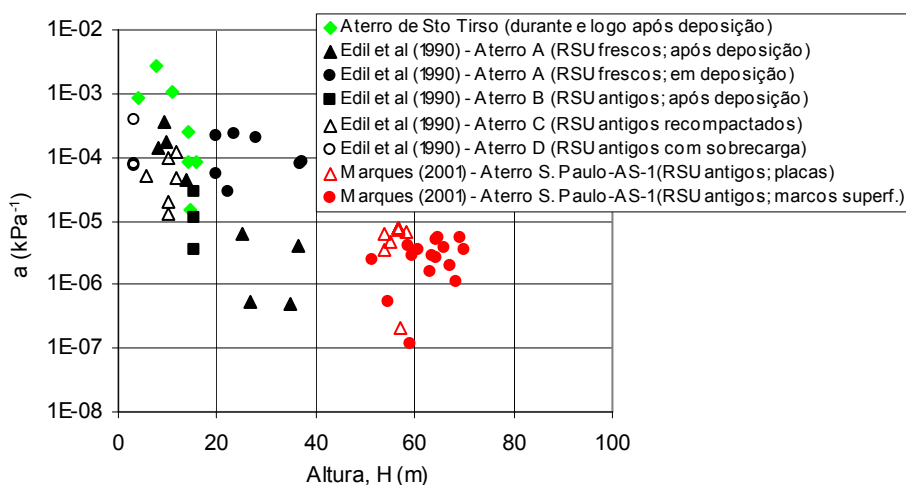


Figura 9.8 – Comparação entre os valores das constantes do modelo de Ranguette *et al* obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso e os resultantes da aplicação do modelo a outros casos de estudo (continua na página seguinte).

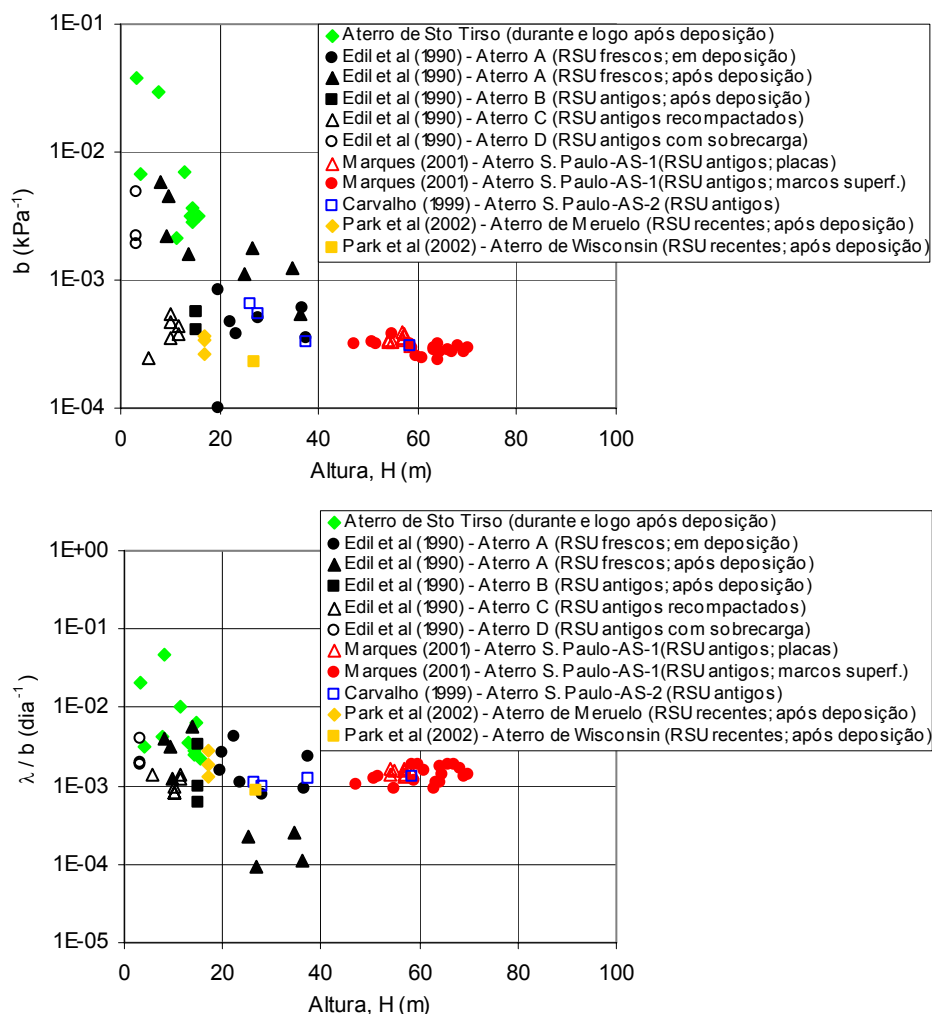


Figura 9.8 – Comparação entre os valores das constantes do modelo de Ranguette *et al* obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso e os resultantes da aplicação do modelo a outros caso de estudo (continuação).

A comparação entre os assentamentos registados e os previstos para a Subestação A1 é apresentada na Figura 9.9. No Quadro 9.8 mostram-se os desvios obtidos para todos os pontos objecto da aplicação, os quais demonstram uma boa concordância de resultados.

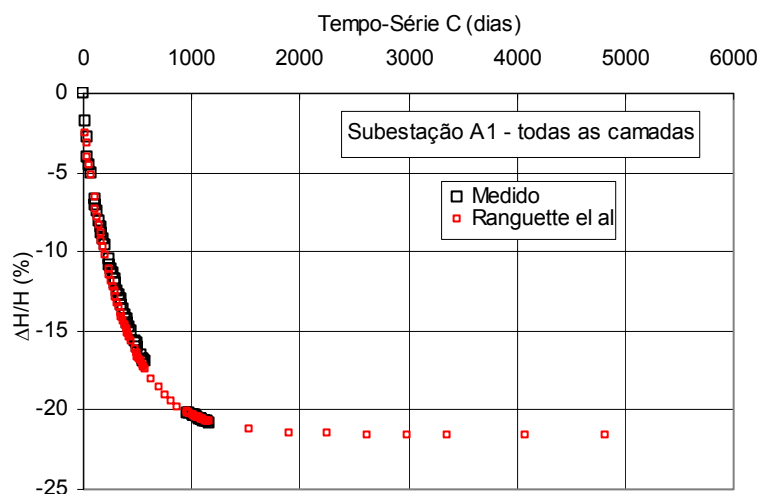


Figura 9.9 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Ranguette *et al* para a subestação A1.

Quadro 9.8 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Ranguette *et al.*

Camadas depositadas	Desvio (%)	Subestação A1	Subestação A2	Subestação A3	$D_{méd,abs}$ (%)
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup> (todas)	Dúlt2005	3.198	1.583	-1.695	2.159
	Dúlt	-0.160	-0.237	1.271	0.556
	Dméd	4.124	0.878	-2.794	2.599
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup>	Dúlt	-1.460	0.912	5.974	2.782
	Dméd	-2.325	-4.517	5.297	4.046
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	Dúlt	1.718	-1.200	1.780	1.566
	Dméd	1.501	1.367	0.890	1.253
1 <sup>a</sup>	Dúlt	0.989	-	11.162	6.076
	Dméd	0.495	-	3.887	2.191

### 9.2.1.5 Edil *et al*

Em alternativa ao modelo anterior, Edil *et al* (1990) propõem o uso de uma função potência (Equação 9.10) para estimar os assentamentos, tal como descrito no § 3.4.7.

$$\frac{\Delta H}{H} = \sigma' m \left( \frac{t}{t_r} \right)^n \quad (9.10)$$

Em que,  $\sigma'$  é a tensão efectiva vertical média,  $m$  a compressibilidade de referência dos resíduos ( $\text{kPa}^{-1}$ ),  $n$  é a taxa de compressão,  $t_r$  é o tempo de referência para tornar a expressão adimensional (geralmente  $t_r=1$  dia) e  $t_0$  corresponde ao tempo de aplicação da sobrecarga, ou seja, à Série C.

A determinação das constantes  $m$  e  $n$  é efectuada por ajuste de funções potência às curvas assentamento *versus* tempo, ambas em escala logarítmica de forma a considerar apenas os valores que apresentem uma relação gráfica linear. A título de exemplo apresenta-se na Figura 9.10 os valores das constantes  $m \cdot \sigma'$  e  $n$  determinados para a totalidade das camadas depositadas em cada subestação e no Quadro 9.9 os valores das constantes e das tensões efectivas iniciais associadas a cada ponto analisado.

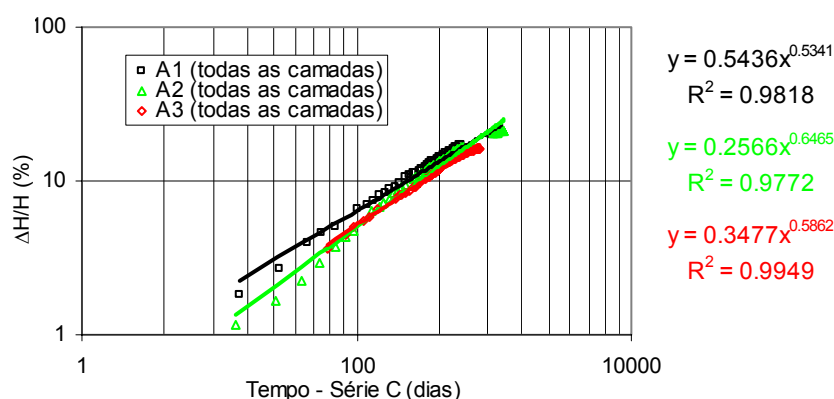


Figura 9.10 – Curvas logaritmo dos assentamentos *versus* logaritmo do tempo (modelo de Edil *et al*, 1990).

Quadro 9.9 – Parâmetros do modelo de Edil *et al* (Série de tempo C).

Camadas depositadas	Subestação A1			Subestação A2			Camadas depositadas	Subestação A3		
	$\sigma'_{v0}$ (kPa)	m	n	$\sigma'_{v0}$ (kPa)	m	n		$\sigma'_{v0}$ (kPa)	m	n
7ª camada	10.7	1.630E-04	0.7899	-	-	-	6ª camada	15.8	3.199E-04	0.4685
7ª+8ª camadas	3.7	1.019E-03	0.5545	12.7	7.426E-05	0.7899	6ª+7ª camadas	34.2	8.764E-05	0.5607
7ª+8ª+9ª camadas	36.0	5.116E-05	0.6982	35.5	2.074E-04	0.5893	6ª+7ª+8ª camadas	23.5	2.931E-04	0.4561
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	69.0	7.883E-05	0.5341	71.6	9.297E-05	0.6312	6ª+7ª+8ª+9ª camadas	57.1	6.094E-05	0.5862

Os valores das constantes m e n determinadas para o aterro sanitário de Sto Tirso são concordantes com as obtidas pela aplicação deste modelo a outros casos de estudo (Figura 9.11), verificando-se que o parâmetro de compressibilidade, m, tende a diminuir com o aumento da altura de resíduos enquanto a taxa de compressão, n, não evidência uma relação directa com a altura de resíduos.

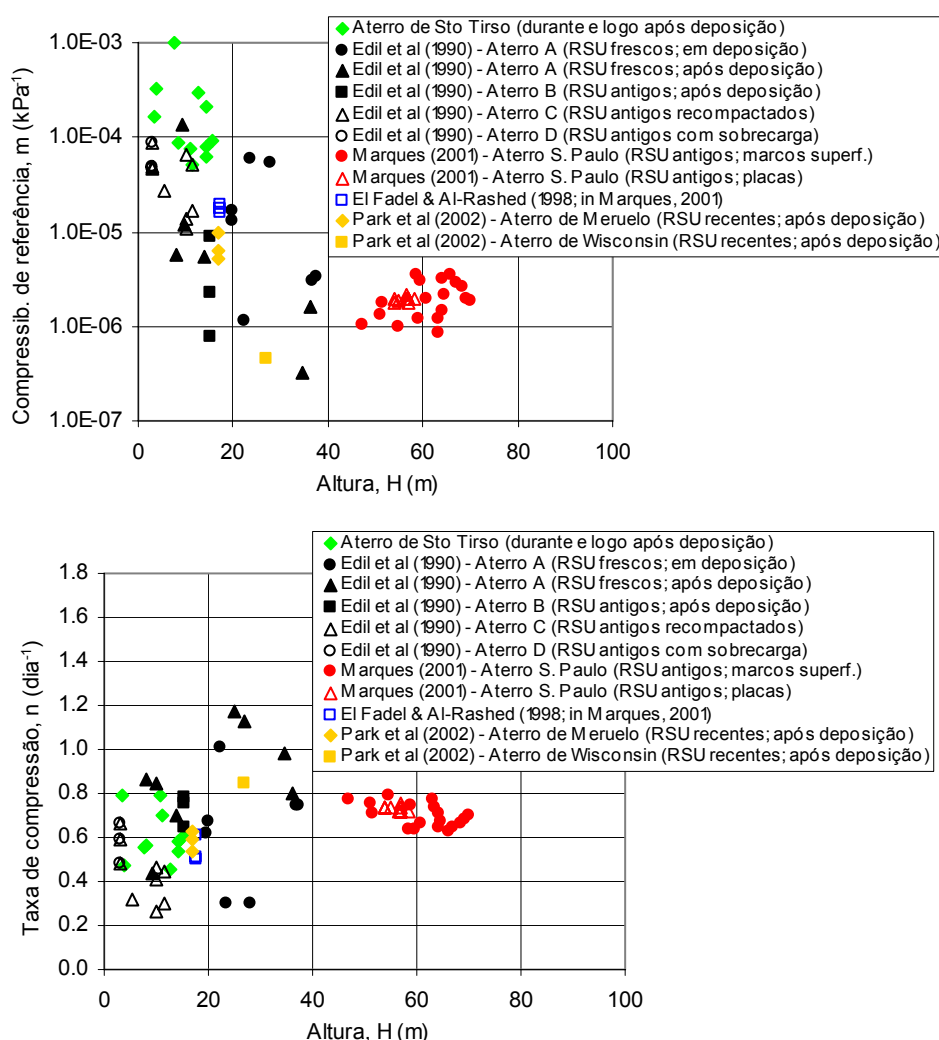


Figura 9.11 – Comparação entre os valores das constantes do modelo de Edil *et al* obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso e para outros casos de estudo, em função da altura.

A comparação entre os assentamentos previstos e os registados para a Subestação A2 e apresentada na Figura 9.12 e os desvios para todos os pontos encontram-se resumidos no Quadro 9.10.

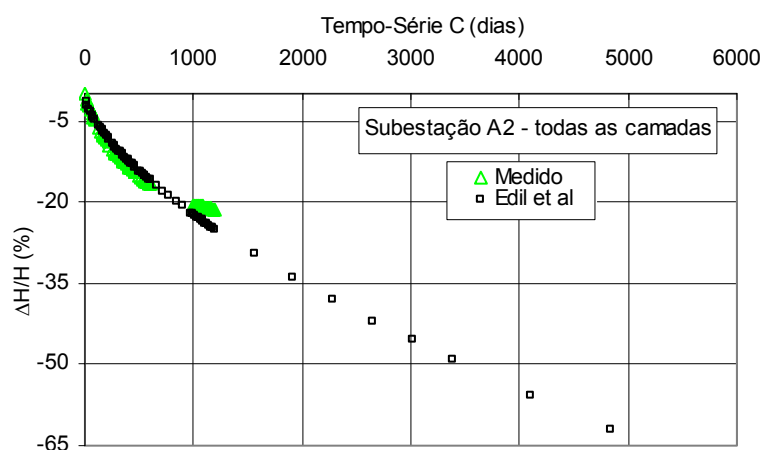


Figura 9.12 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Edil *et al* para a subestação A2.

Quadro 9.10 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Edil *et al*.

Camadas depositadas	Desvio (%)	Subestação A1	Subestação A2	Subestação A3	$D_{méd,abs}$ (%)
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup> (todas)	Dúlt2005	-4.477	-3.916	6.315	4.903
	Dúlt	13.547	16.794	35.038	21.793
	Dméd	0.540	-0.098	6.910	2.516
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup>	Dúlt	11.731	-0.934	-3.275	5.313
	Dméd	0.303	0.111	0.046	0.153
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	Dúlt	0.497	-6.933	-0.031	2.487
	Dméd	-0.025	0.083	-0.031	0.047
1 <sup>a</sup>	Dúlt	0.002	-	2.570	1.286
	Dméd	0.002	-	0.067	0.034

Os resultados obtidos são discordantes dos referidos por Edil *et al* (1990), em que os desvios obtidos para 4 aterros sanitários foram inferiores aos resultantes da aplicação do modelo de Ranguette *et al* (1989). Menor concordância entre os assentamentos observados a partir de marcos superficiais e os obtidos por este modelo, comparativamente com os obtidos através dos modelos de Ling *et al* (1998) ou de Ranguette *et al* (1989), foi também verificada por Marques (2001) no aterro sanitário de Bandeirantes (São Paulo). No presente caso verifica-se que, para tempos de previsão elevados, os assentamentos estimados tendem a ser sobreavaliados o que, provavelmente, se deve ao facto de o modelo não simular adequadamente a desaceleração das velocidades dos assentamentos secundários, em particular quando os processos de biodecomposição se tornam menos activos.

#### 9.2.1.6 Gandolla *et al*

No § 3.4.8 descreveu-se o modelo proposto por Gandolla *et al* (1992), o qual foi definido a partir do controlo de assentamentos em lisímetros por um período de 6 anos. Segundo estes autores a variação dos assentamentos secundários em função do tempo pode ser expressa por uma função exponencial decrescente (Equação 9.11).

$$\frac{\Delta H}{H} = a \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (9.11)$$

Em que,  $a$  e  $k$  são constantes do modelo correspondentes, respectivamente, ao assentamento unitário final e à taxa de decomposição (decrecente com o tempo),  $H$  é a altura inicial do aterro,  $\Delta H$  é o assentamento e  $t$  é o tempo de estimativa dos assentamentos contados a partir do início do ensaio ou, segundo Gandolla *et al* (1992), da deposição dos resíduos em aterro. Neste contexto consideraram-se duas séries de tempo para a aplicação deste modelo: Série A (início da deposição em cada subestação) e Série C (início da deposição de cada camada).

A determinação do parâmetro  $a$ , correspondente ao assentamento unitário final, pode ser efectuada através da Equação 9.12, obtida por transformação da Equação 9.11, partindo do valor de  $k$  e considerando os assentamentos registados entre os instante  $t_0$  e  $t$ , em que  $t$  corresponde à última medição realizada ( $T_m^{ult}$ ). Como os assentamentos vêm expressos em função da taxa de decomposição,  $k$ , que representa uma característica do material dependente da idade, tipo de resíduos, densidade, teor em água, entre outros factores, a sua estimativa foi efectuada, numa primeira fase, através da aplicação da correlação apresentada na Figura 7.4 (§ 7.3.1) relativa à variação da degradação da matéria orgânica com a idade dos resíduos e considerando a idade média de cada coluna de resíduos em análise. Contudo, salvo algumas excepções, os valores obtidos a partir desta correlação conduziram a elevados desvios entre os assentamentos previstos e os observados, pelo que nestes casos se procedeu, numa segunda fase e tal como sugerido pelos autores, à definição do valor de  $k$  por tentativas, de forma a obter-se o melhor ajuste possível entre os assentamentos estimados e os observados. No Quadro 9.11 apresentam-se os valores considerados para estas constantes, indicando-se os casos em que o valor de  $k$  corresponde ao determinado através das correlações apresentadas em § 7.3.1.

$$a = \frac{\Delta H}{H.(e^{-kt_0} - e^{-kt})} \quad (9.12)$$

Quadro 9.11 – Parâmetros do modelo de Gandolla *et al* (Séries de tempo A e C).

Camadas depositadas	A1				A2			
	Série A		Série C		Série A		Série C	
	a	k (dia <sup>-1</sup> )	a	k (dia <sup>-1</sup> )	a	k (dia <sup>-1</sup> )	a	k (dia <sup>-1</sup> )
7 <sup>a</sup> camada	0.2169	0.00370**	0.2165	0.00370**				
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> camadas	0.3017	0.00600**	0.1051	0.00600**	0.4109	0.00100**	0.3337	0.00100**
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> camadas	4.6357	0.00900**	0.0788	0.00900**	3.2509	0.00670**	0.1277	0.00670**
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup> camadas	1.2302	0.00258*	0.2192	0.00258*	1.0167	0.00218*	0.2317	0.00218*
	A3				* valores determinados a partir da correlação da Figura 7.4 (§ 7.3.1)  ** valores definidos por tentativas			
6 <sup>a</sup> camada	0.0887	0.00720**	0.0820	0.00720**				
6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> camadas	0.0891	0.00548*	0.0824	0.00548*				
6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> camadas	1.1882	0.00387*	0.1436	0.00387*				
6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> camadas	1.7305	0.00275**	0.1825	0.00275**				

Os resultados obtidos pela aplicação deste modelo são ilustrados na Figura 9.13 e o resumo dos respectivos desvios é mostrado no Quadro 9.12, para as duas séries de tempo consideradas.

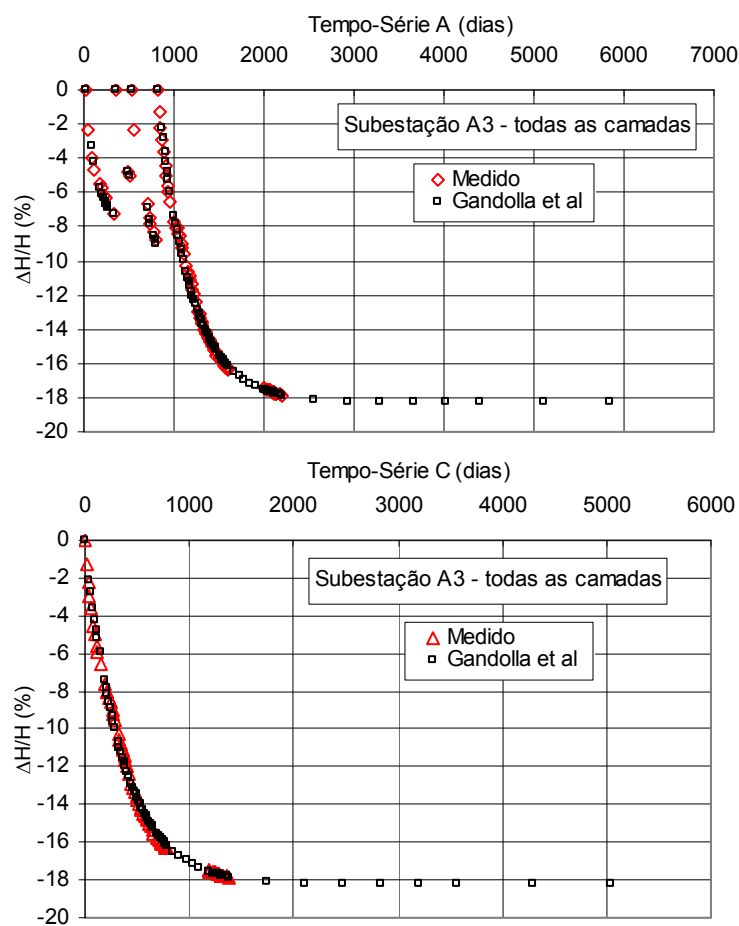


Figura 9.13 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Gandolla *et al* para a subestação A3.

Quadro 9.12 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Gandolla *et al*.

Camadas Depositadas	Desvio (%)	Subestação A1		Subestação A2		Subestação A3		$D_{méd.abs}$ (%)	
		Série A	Série C	Série A	Série C	Série A	Série C	Série A	Série C
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup> (todas)	Dúlt2005	3.491	3.444	2.743	2.680	-1.029	-1.057	1.735	1.689
	Dúlt	0.000	0.010	0.000	0.000	0.028	0.028	0.009	0.013
	Dméd	-0.065	-0.258	0.261	0.024	-1.704	-1.901	-0.460	-0.540
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup>	Dúlt	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Dméd	-1.499	-2.293	-0.329	-0.876	1.547	1.463	1.125	1.544
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	Dúlt	0.000	0.000	-0.026	-0.002	0.000	0.000	0.009	0.001
	Dméd	0.298	0.170	-0.304	-0.401	0.000	-0.027	0.201	0.181
1 <sup>a</sup>	Dúlt	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Dméd	0.036	0.000	0.000	0.000	-0.710	-0.916	-0.225	-0.305

Apesar de os resultados obtidos apresentarem uma boa concordância com os valores observados, salienta-se que a definição das constantes apresenta alguma subjectividade, já que por um lado se o valor de  $a$  for, como no presente caso, determinado para a última leitura realizada, a duração do tempo de observação tenderá a condicioná-lo significativamente. Relativamente à constante  $k$  existem poucos estudos que permitam uma definição consistente dos seus valores, bem como dos principais factores que o condicionam. Julga-se que o aterro de Meruelo constitui a única referência à aplicação deste modelo aos dados de um aterro sanitário (Gonzalez, 1995). No estudo desenvolvido por Gonzalez foi seguida uma metodologia idêntica à adoptada no presente caso, tendo este autor obtido valores de  $a$  entre 0,03 e 0,23 e de  $k$  entre



0,0003 e 0,001. Ou seja, com excepção de alguns valores de  $a$ , que no presente caso são mais elevados, os restantes são aproximadamente da mesma ordem de grandeza dos obtidos por Gonzalez (1995), em particular para a série de tempo C.

### 9.2.1.7 Edgers *et al*

O modelo proposto por Edgers *et al.* (1992) (§ 3.4.11) visa a simulação dos assentamentos secundários devidos aos processos de fluência mecânica (Equações 9.13 ou 9.14) e de biodecomposição (Equação 9.15).

$$\varepsilon(t) = \varepsilon_1(t) + \frac{Ae^{\alpha\sigma'}}{1-m} \left[ \left( \frac{t}{t_1} \right)^{1-m} - 1 \right] \quad \text{para } m \neq 1 \quad (9.13)$$

$$\varepsilon(t) = \varepsilon_1(t) + Ae^{\alpha\sigma'} \cdot t_1 \cdot \ln \left( \frac{t}{t_1} \right) \quad \text{para } m = 1 \quad (9.14)$$

$$\varepsilon_{bio}(t) = B(e^{\beta(t-t_k)} - 1) \quad (9.15)$$

Em que,  $\varepsilon_1$  e  $t_1$  são valores de referência conhecidos (geralmente  $t_1=1$  dia;  $\varepsilon_1=0$  ou outros considerados com interesse);  $\varepsilon$  é a deformação vertical ( $=\Delta H/H$ );  $t$  é o tempo decorrido;  $A$ ,  $\alpha$  e  $m$  são constantes do modelo;  $\varepsilon_{bio}$  é a deformação resultante da biodecomposição;  $t$  é o tempo de previsão dos assentamentos;  $t_k$  é o tempo crítico a partir do qual se verifica a aceleração da taxa de assentamento (tempo necessário para que as bactérias comecem a multiplicar-se exponencialmente);  $\beta$  representa a actividade biológica média dos microrganismos de um aterro; e  $B$  é um factor de escala que relaciona os assentamentos por biodecomposição com a cinética de crescimento das bactérias.

Derivando as Equações 9.13 ou 9.14 em ordem ao tempo obtém-se a velocidade ou taxa de deformação, pelo que os parâmetros  $m$  e  $Ae^{\alpha\sigma'}$  podem ser determinados a partir da curva velocidade de deformação em função do tempo (em escala logarítmica de modo a só serem considerados os valores que apresentem uma relação gráfica linear, ou seja, em que  $t$  é inferior a  $t_k$ ), em que  $m$  corresponde à razão de incremento da taxa de deformação e  $Ae^{\alpha\sigma'}$  é a taxa de deformação no tempo  $t=1$  (Figura 9.14).

Relativamente às constantes que representam os processos de biodecomposição, tentou-se, numa primeira fase e à semelhança do realizado no modelo de Gandolla *et al* (1992), usar para  $\beta$  os valores correspondentes à taxa de hidrolisação para as idades médias de cada coluna de resíduos. Esta metodologia resultou em valores de assentamentos muito discordantes dos observados pelo que, numa segunda fase, se procedeu ao ajuste dos valores desta constante por tentativas, dentro da gama de valores referida pelos autores (entre 0,000335 e 0,00347 1/dia), até se obter a melhor concordância possível entre os assentamentos previstos e os registados. O valores considerados para as várias constantes do modelo, para as séries de tempo consideradas (C e A, esta última apenas para a totalidade das camadas depositadas), são apresentados no Quadro 9.13.

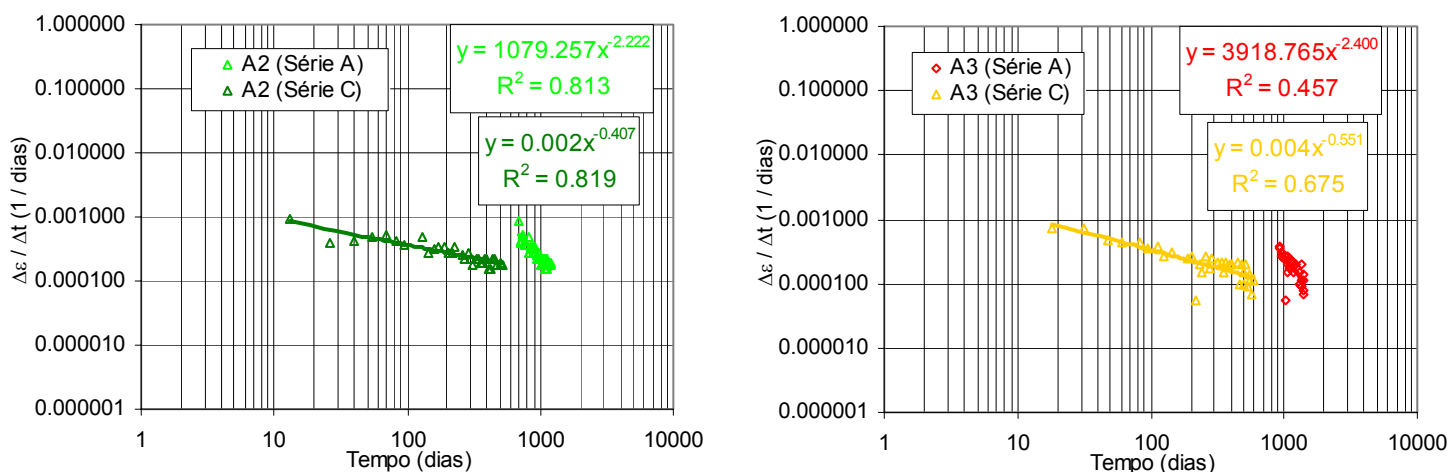


Figura 9.14 – Curvas logaritmo da taxa de assentamento versus logaritmo do tempo (modelo de Edgers *et al*, 1990).

Quadro 9.13 – Parâmetros do modelo de Edgers *et al* (Séries de tempo C e A).

Camadas depositadas	Série C				Série A			
	$Ae^{\alpha\sigma}$ (dia <sup>-1</sup> )	m	$\beta$ (dia <sup>-1</sup> )	B	$Ae^{\alpha\sigma}$ (dia <sup>-1</sup> )	m	$\beta$ (dia <sup>-1</sup> )	B
Subestação A1								
7 <sup>a</sup> camada	-	-	-	-	-	-	-	-
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> camadas	0.00083	0.262	-	-	-	-	-	-
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> camadas	0.00285	0.541	-	-	-	-	-	-
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup> camadas	0.00301 0.02851*	0.459 1.265*	0.000274	1	272259	3.040	0.000274	1
Subestação A2								
7 <sup>a</sup> camada	-	-	-	-	-	-	-	-
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> camadas	0.00040	0.071	-	-	-	-	-	-
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> camadas	0.00277	0.437	-	-	-	-	-	-
7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> +10 <sup>a</sup> camadas	0.00238 0.02802*	0.407 0.924*	0.000274	1	1079	2.220	0.000274	1
Subestação A3								
6 <sup>a</sup> camada	0.00226	0.510	-	-	-	-	-	-
6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> camadas	0.0004	0.071	-	-	-	-	-	-
6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> camadas	0.0008	0.172	-	-	-	-	-	-
6 <sup>a</sup> +7 <sup>a</sup> +8 <sup>a</sup> +9 <sup>a</sup> camadas	0.0040 0.009*	0.551 0.836*	0.000466	1	3918.8	2.400	0.000466	1

\* parâmetros obtidos a partir do 2º ramo ( $t > t_k$ ) da curva taxa de deformação em função do tempo (Série C)

A exemplificação da comparação entre os assentamentos estimados por este modelo e os observados é apresentada na Figura 9.15 e os desvios obtidos encontram-se no Quadro 9.14.

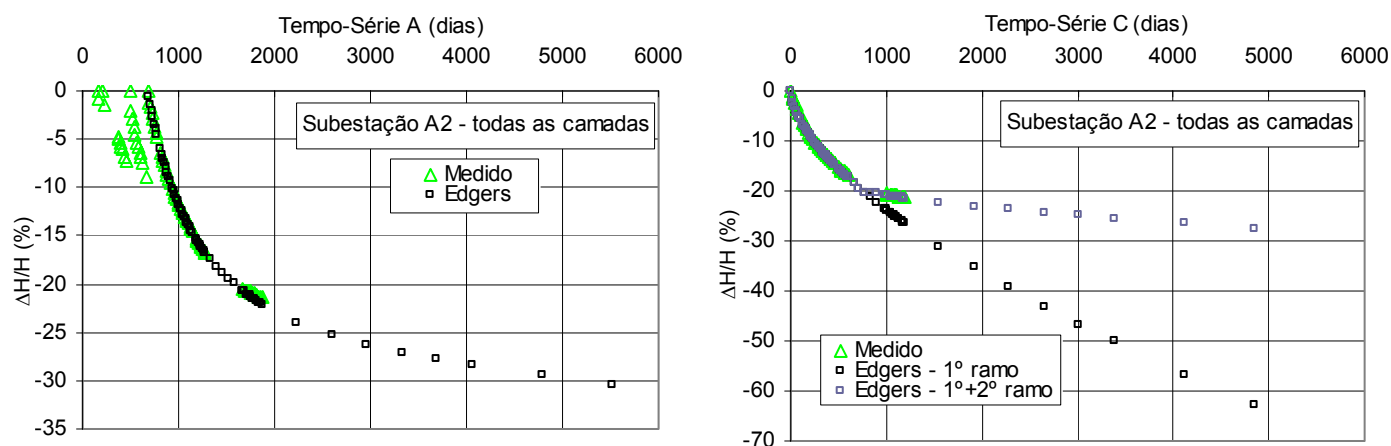


Figura 9.15 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Edgers *et al* para a subestação A2.

Quadro 9.14 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Edgers *et al*.

Camadas Depositadas	Desvio (%)	Subestação A1		Subestação A2		Subestação A3		$D_{méd,abs}$ (%)	
		Série A	Série C	Série A	Série C	Série A	Série C	Série A	Série C
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup> (todas) 1 <sup>o</sup> ramo	Dúlt2005	-2.603	-1.137	0.001	4.129	-12.384	3.603	4.996	2.956
	Dúlt	-2.957	19.912	11.923	23.397	0.067	25.092	4.982	22.800
	Dméd	-5.621	1.640	-0.728	10.263	-15.889	11.138	7.413	7.680
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup> (todas) 1 <sup>o</sup> +2 <sup>o</sup> ramo	Dúlt2005	-	-1.137	-	4.129	-	3.603	-	2.956
	Dúlt	-	-0.006	-	0.383	-	-0.477	-	0.289
	Dméd	-	-2.396	-	5.673	-	7.130	-	5.066
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup>	Dúlt	-	-1.766	-	-2.022	-	0.000	-	1.263
	Dméd	-	3.440	-	0.311	-	-2.680	-	2.144
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	Dúlt	-	-20.105	-	-1.701	-	0.527	-	7.444
	Dméd	-	-11.324	-	-8.912	-	-0.730	-	6.989
1 <sup>a</sup>	Dúlt	-	-	-	-	-	-0.162	-	-
	Dméd	-	-	-	-	-	-6.729	-	-

As previsões obtidas a partir da aplicação directa deste modelo apresentam algumas discordâncias em relação aos observados, em particular para a série de tempo C. Neste caso a obtenção de uma melhor concordância de resultados implicava a determinação de valores distintos das constantes relativas aos processos de fluência mecânica ( $Ae^{σσ}$  e  $m$ ) para o segundo ramo das curvas de assentamento ( $t > t_k$ ), à semelhança do verificado para os modelos de Sowers (1973) e de Edil *et al* (1990). Este procedimento foi testado para todas as subestações indicando-se no Quadro 9.13 os respectivos valores de  $m$  e  $Ae^{σσ}$  e na Figura 9.15 as diferenças correspondentes à consideração de um só valor para estas constantes ou de valores distintos consoante  $t$  é inferior ou superior a  $t_k$ . No caso da Série A, os resultados obtidos pela aplicação directa do modelo são muito elevados (tal como os valores de  $Ae^{σσ}$ ). Contudo, subtraindo aos valores estimados o valor correspondente à estimativa da primeira leitura ( $\Delta H(t) - \Delta H(t_{1a})$ , em que  $t_{1a}$  corresponde ao fim da deposição de cada camada) obtém-se uma razoável concordância de resultados. A aplicação deste modelo ao presente caso implicaria assim algumas adaptações, o que leva a sugerir que a sua aplicabilidade carece de alguns esclarecimentos, nomeadamente em termos da definição de  $t_0$ . Com excepção do trabalho de Marques (2001) no aterro sanitário de Bandeirantes (São Paulo), desconhecem-se resultados da aplicação deste modelo a outros casos de estudo. Os valores das constantes obtidos por este

autor, considerando  $t_0$  como o início das leituras (correspondente à construção de um aterro experimental de sobrecarga, 2 anos após o fim da deposição no aterro) e apenas a componente de assentamentos associada aos processos de fluência mecânica, variaram entre 0,00017 e 0,00064  $\text{dia}^{-1}$  para  $Ae^{\alpha\sigma}$ , e entre 0,2202 e 0,3981 para m. Os respectivos desvios médios relativos à última leitura variaram entre 0,63% e 29,48%.

### 9.2.1.8 Meruelo

O modelo proposto por Ibarra (1994) e Gonzalez (1995), com base no estudo do aterro sanitário de Meruelo (Espanha), considera que os assentamentos secundários dos resíduos se devem essencialmente à decomposição anaeróbia da matéria orgânica biodegradável, pelo que a parcela relativa à fluência mecânica é negligenciável. Este modelo tem como base a lei de eliminação da matéria orgânica por via biológica em que cada elemento unitário de massa biodegradável, MBD, que tenha sido hidrolisado terá condições ambientais favoráveis (nutrientes e microrganismos) para ser completamente eliminado a determinada velocidade. De acordo com este princípio o parâmetro que condiciona a velocidade deste processo é a constante de hidrolisação,  $k_h'$ . No § 3.4.12 é feita uma descrição mais detalhada deste modelo, o qual é expresso pela Equação 9.16.

$$\Delta H = \frac{\alpha \cdot H \cdot \text{COD}}{k_h' \cdot T_c} \cdot (1 - e^{-k_h' \cdot T_c}) (e^{-k_h' \cdot t} - e^{-k_h' \cdot t_0}) \quad \text{para } t > T_c \quad (9.16)$$

Em que  $\Delta H$  é o assentamento (mm);  $H$  é a altura do aterro (mm);  $\alpha$  é o coeficiente de perda de massa transformado em assentamentos (característico do tipo de aterro e de resíduos depositados); COD é o teor em matéria orgânica biodegradável;  $T_c$  é o tempo de construção (dias);  $t_0$  é a idade do aterro no início das medições,  $t$  é o tempo de previsão dos assentamentos; e  $k_h'$  é o coeficiente de hidrólise ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Para a aplicação deste modelo considerou-se que COD é equivalente ao teor em matéria orgânica oxidável (MOoxid) apresentado no § 7.3.1 e caracterizado através dos ensaios de ataque com peróxido de hidrogénio. Neste sentido a determinação deste parâmetro foi efectuada considerando a idade média de cada coluna de resíduos à data do fim da deposição da última camada e a correlação apresentada na Figura 7.2 para a idade aferida (§ 7.3.1). De modo semelhante, o valor da constante de hidrolisação foi determinado a partir da correlação da Figura 7.4, que representa a variação da degradação da matéria orgânica em função da idade dos resíduos, também a partir dos ensaios de ataque com peróxido de hidrogénio. O uso desta correlação só não forneceu estimativas de assentamentos concordantes com os observados no caso das colunas de resíduos de menor idade (1ª camada e por vezes 1ª+2ª camadas), correspondentes a gamas de idades inferiores à das amostras ensaiadas. Nestes casos, procurou utilizar-se a correlação geral de variação de  $k_h$  com a idade (Figura 7.5, § 7.3.1) e apenas em 2 casos teve que se proceder à aferição do valor desta constante por tentativas, já que os resultados obtidos por ambas as correlações indicadas forneciam piores resultados. Salienta-se que estes dois casos correspondem às 1ª+2ª camadas depositadas nas subestações A1 e A2, para as quais não se dispõe de muitas leituras e cujas idades médias são muito inferiores às da maior parte das amostras ensaiadas.

Após a definição dos valores das constantes COD e  $k_h'$  conforme descrito, determinou-se o valor de  $\alpha$  por resolução da Equação 9.16 em ordem a  $\alpha$  e considerando os assentamentos correspondentes ao último registo de cada coluna ( $T_m^{ult}$ ). Os valores considerados para  $T_c$  correspondem ao tempo de construção da última camada de cada coluna de resíduos, tal como realizado no aterro sanitário de Meruelo (Gonzalez, 1995), ou seja, ao tempo em que houve acréscimo de nova matéria orgânica. No Quadro 9.15 apresentam-se os valores considerados para as constantes do modelo, indicando-se no caso de  $k_h'$  qual o método utilizado na sua determinação. De acordo com os princípios do modelo, consideraram-se duas séries de tempo, A e B, correspondentes ao início da deposição na subestação ou ao início da deposição de cada camada.

Quadro 9.15 – Parâmetros do modelo de Meruelo (Séries de tempo A e B).

Parâmetros				Série A		Série B	
Tc (dias)	Idade média da coluna (dias)	COD (=MO <sub>oxid</sub> )	k <sub>h</sub> ' (dia <sup>-1</sup> )	α	k <sub>h</sub> ' (dia <sup>-1</sup> )	α	
Subestação A1							
7ª camada	-	-	-	-	-	-	
7ª+8ª camadas	39	88	0.152*	0.0009****	2.239	0.0018****	1.693
7ª+8ª+9ª camadas	15	258	0.119*	0.00371**	5.515	0.00371**	1.083
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	27	391	0.106*	0.00258**	11.602	0.00258**	2.211
Subestação A2							
7ª camada	-	-	-	-	-	-	
7ª+8ª camadas	39	121	0.142*	0.0001***	20.626	0.0001***	18.339
7ª+8ª+9ª camadas	15	310	0.113*	0.00315**	7.595	0.00315**	1.700
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	3	479	0.100*	0.00218**	10.315	0.00218**	2.360
Subestação A3							
6ª camada	12	6	0.235*	0.0039***	0.341	0.00390***	0.341
6ª+7ª camadas	16	168	0.132*	0.00548**	4.275	0.00548**	0.700
6ª+7ª+8ª camadas	39	246	0.120*	0.00387**	11.541	0.00387**	1.646
6ª+7ª+8ª+9ª camadas	14	488	0.099*	0.00215**	10.713	0.00215**	1.902

\* por correlação da Figura 7.2; \*\* por correlação da Figura 7.4; \*\*\* por correlação da Figura 7.5; \*\*\*\* por tentativas

A comparação entre os assentamentos estimados e os registados é apresentada na Figura 9.16 para a Subestação A1 e no Quadro 9.16 resumem-se os desvios obtidos.

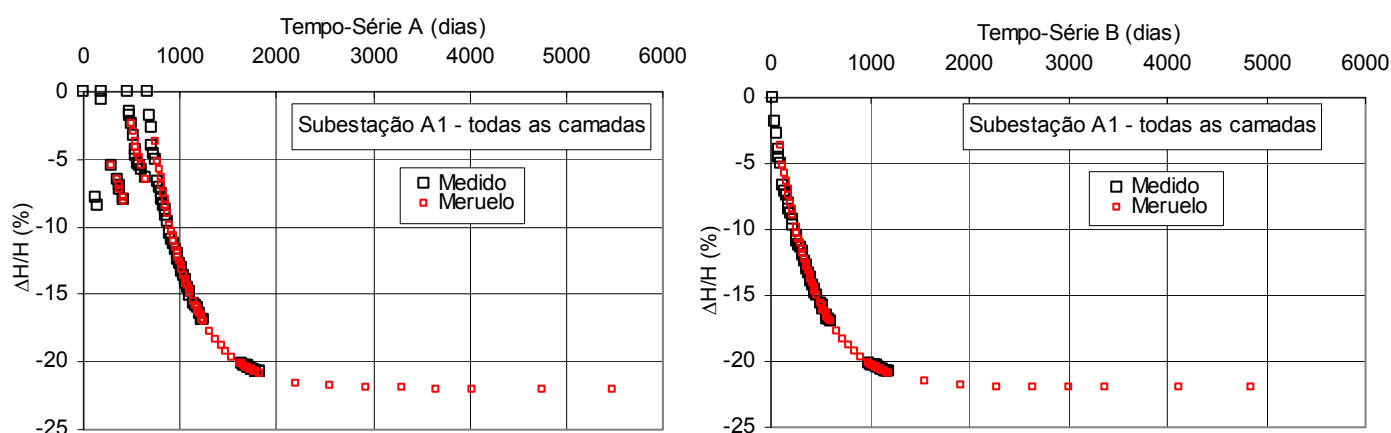


Figura 9.16 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Meruelo para a subestação A1.

Quadro 9.16 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo de Meruelo.

Camadas depositadas	Desvio (%)	Subestação A1		Subestação A2		Subestação A3		$D_{méd,abs}$ (%)	
		Série A	Série B	Série A	Série B	Série A	Série B	Série A	Série B
$1^a+2^a+3^a+4^a$ (todas)	Dúlt2005	0.336	0.336	0.078	0.078	-2.520	-2.520	-0.702	-0.702
	Dúlt	0.549	0.549	-0.936	-0.936	2.550	2.550	1.345	1.345
	Dméd	-3.516	-3.516	-2.629	-2.385	-2.584	-2.601	1.187	1.100
$1^a+2^a+3^a$	Dúlt	3.548	3.548	2.082	2.082	4.039	4.039	3.223	3.223
	Dméd	-8.035	-8.035	-0.227	0.029	1.842	1.842	3.368	3.302
$1^a+2^a$	Dúlt	1.158	6.792	0.206	0.055	0.437	0.437	0.600	2.428
	Dméd	0.016	-1.756	0.093	1.579	0.218	0.218	0.109	1.184
$1^a$	Dúlt	-	-	-	-	2.216	2.216	-	-
	Dméd	-	-	-	-	2.029	2.029	-	-

Os desvios obtidos são reduzidos e não evidenciam diferenças significativas ao considerar-se uma ou outra série de tempo. O facto deste modelo ter fornecido desvios reduzidos, de as suas constantes terem um significado físico bem definido e de os seus valores terem sido determinados pelas correlações estabelecidas a partir dos ensaios de caracterização do teor em matéria orgânica oxidável (excepto nos dois casos indicados para  $k_h'$ ), ao contrário dos restantes modelos que contemplam os processos por biodecomposição (Edgers *et al*, 1992 e Gandolla *et al*, 1992), leva a crer, tal como sugerido pelos autores, que os assentamentos secundários dos resíduos são essencialmente condicionados pelos processos de biodecomposição e que este modelo os poderá representar de forma adequada.

Nos estudos desenvolvidos pelos autores no aterro sanitário de Meruelo, em que não se dispunham de resultados de ensaios de caracterização do teor em matéria orgânica dos respectivos resíduos, os valores de COD e de  $k_h'$  foram determinados a partir de dados gerais sobre os RSU da Cantábria (COD) ou por tentativas até se obter o melhor ajuste possível entre os dados previstos e os observados ( $k_h'$ ). Contudo, é interessante verificar que tal método conduziu a valores não muito distintos dos determinados para o aterro sanitário de Sto Tirso com base na campanha de ensaios realizada com este objectivo. Os valores reportados por Ibarra (1994) e por Gonzalez (1995) variaram entre 0.001 e 0.0004 para  $k_h'$  e usaram um valor constante de COD igual a 0.25, determinado com base nos dados de caracterização geral dos resíduos produzidos na Cantábria, que apontam para uma percentagem média de matéria orgânica contida nos resíduos de 52% e que cerca de 50% desta corresponde à matéria orgânica biodegradável por via anaeróbia. De acordo com a correlação obtida no presente estudo, este valor de COD corresponderia a resíduos frescos, com uma idade média dos resíduos de Sto Tirso da ordem dos 4 dias, ou seja, os valores apontados pelos dois estudos para os teores em matéria orgânica biodegradável iniciais dos resíduos são da mesma ordem de grandeza.

### 9.2.1.9 Compósito

O modelo Compósito, proposto por Marques (2001), incorpora leis próprias para cada mecanismo que governa os assentamentos, a partir de outros pré-existentes: modelo de Sowers (1973) para estimar os assentamentos primários; modelo de Raguette *et al* (1989, ou de Gibson & Lo, 1961), adaptado para associar os acréscimos da tensão vertical, considerando assim os assentamentos secundários mecânicos por fluência devidos ao peso próprio e a carregamentos externos; modelo de Park & Lee (1997) para

simular os assentamentos por biodecomposição, adaptado para que o parâmetro tempo corresponda ao instante de deposição dos resíduos. A formulação do modelo é expressa pela Equação 9.17.

$$\varepsilon = \frac{\Delta H}{H} = Cc' \cdot \log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) + \Delta\sigma \cdot b \cdot (1 - e^{-c \cdot t'}) + E_{DG} \cdot (1 - e^{-d \cdot t''}) \quad (9.17)$$

Em que,  $\varepsilon$  é a deformação,  $\Delta H$  é o assentamento,  $H$  é a altura da coluna de resíduos,  $Cc'$  é o coeficiente de compressão mecânica primária;  $\sigma_0$  é a tensão vertical inicial,  $\Delta\sigma$  é o incremento da tensão vertical,  $b$  é o coeficiente de compressão mecânica secundária,  $c$  é a taxa de compressão mecânica secundária,  $E_{DG}$  é a compressão total devido à degradação dos resíduos,  $d$  é a taxa de compressão biológica secundária,  $t'$  é o tempo a partir da aplicação do carregamento, e  $t''$  é o tempo a partir da deposição dos resíduos.

A aplicação do modelo é feita tendo em conta a sequência ou história de construção do aterro, em que os assentamentos de cada camada e para cada processo envolvido são calculados individualmente e o assentamento total é obtido de forma cumulativa por sobreposição dos efeitos. O tempo inicial,  $t_0$ , corresponde ao início da deposição no aterro, ou seja, à Série A.

Para a aplicação deste modelo começou por se utilizar, para os valores das várias constantes, os correspondentes aos determinados pela instrumentação e ensaios, e apenas quando estes forneciam resultados de estimativa de assentamentos pouco concordantes com os observados é que se procedeu à optimização dos seus valores. Neste sentido os valores dos coeficientes de compressão primária são os determinados a partir do registo dos assentamentos do corpo do aterro, ou seja, pelas placas e aranhas magnéticas (§ 8.2.1). Estes valores são distintos dos utilizados no caso dos modelos de Sowers ou de Bjarngard & Edgers, em que a estimativa dos assentamentos foi realizada para a coluna total de resíduos depositada em cada instante e não para as várias camadas individuais. Os valores das constantes  $b$  e  $c$  correspondem aos determinados pelo modelo de Ranguette *et al* (1989), com excepção de algumas situações em que o uso destes valores forneceu resultados discordantes, e os valores da constante  $d$  são o valor médio determinado para cada caso a partir dos respectivos registos dos assentamentos secundários. Os valores das tensões verticais correspondem aos determinados pela instrumentação ou aos calculados com base nos pesos volúmicos médios das camadas recentes apresentados no Quadro 8.1 (§ 8.2.1). Nesta abordagem o único parâmetro que, numa primeira, fase foi necessário estimar é o relativo à compressão total devido à degradação dos resíduos,  $E_{DG}$ , o qual foi sendo aferido por tentativas até se obter a melhor concordância possível entre os valores previstos pelo modelo e os observados. No Quadro 9.17 apresentam-se os valores das constantes considerados para cada caso, indicando-se as situações em que os seus valores foram determinados por tentativas.

Quadro 9.17 – Parâmetros do modelo Compósito.

Camadas depositadas	Cc'	b	c	Edg	d	Cc'	b	c	Edg	d
Subestação A1						Subestação A2				
7ª camada	0.161	0.0115 a 0.0072**	0.0043*	0.10**	0.00057	0.161	0.003 a 0.0489**	0.0004 a 0.008**	0.10**	0.00057
7ª+8ª camadas	0.104	0.0001**	0.0001**	0.10**	0.00001**	0.104	0.0024**	0.0020**	0.10**	0.00026
7ª+8ª+9ª camadas	0.111	0.0021	0.0102	0.10**	0.00033	0.111	0.0085**	0.0064	0.10**	0.00041
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	-	0.0029	0.0028	0.22**	0.0020**	-	0.0031	0.0022	0.50**	0.0010**
Subestação A3						* obtidos a partir dos restantes da subestação ** valores definidos por tentativas				
6ª camada	0.045	0.0036**	0.0064**	0.10**	0.00018					
6ª+7ª camadas	0.144	0.0008**	0.0465	0.10**	0.00026					
6ª+7ª+8ª camadas	0.111	0.0069	0.0035	0.10**	0.00029					
6ª+7ª+8ª+9ª camadas	-	0.0032	0.0025	0.40**	0.0027**					

A comparação entre os resultados obtidos pela aplicação deste modelo e os registados é apresentada na Figura 9.17 e no Quadro 9.18 o resumo dos desvios obtidos.

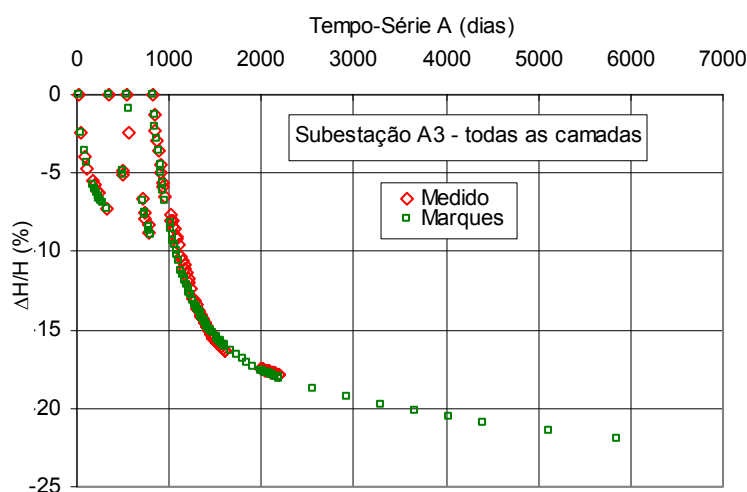


Figura 9.17 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo Compósito para a subestação A3.

Quadro 9.18 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo Compósito.

Camadas depositadas	Desvio (%)	Subestação A1	Subestação A2	Subestação A3	$D_{med,abs}$ (%)
1ª+2ª+3ª+4ª (todas)	Dúlt2005	4.076	5.694	-1.774	3.848
	Dúlt	-0.400	3.585	1.194	1.726
	Dméd	2.902	12.544	1.988	5.812
1ª+2ª+3ª	Dúlt	0.629	-2.771	-1.452	1.617
	Dméd	-12.240	-6.258	-0.189	6.229
1ª+2ª	Dúlt	5.647	-2.478	-0.682	2.936
	Dméd	1.965	3.191	-0.532	1.896
1ª	Dúlt	-0.517	4.325	0.016	0.266
	Dméd	-0.414	0.000	0.004	0.209

Este modelo representa, de forma mais consistente do que os anteriores, a história construtiva do aterro e os desvios obtidos são relativamente reduzidos. Apesar de na maior parte das situações os valores das constantes corresponderem aos determinados através dos ensaios e da instrumentação do aterro sanitário de Sto Tirso, a implementação do modelo obriga ao conhecimento prévio de uma série de valores de



referência para as várias constantes, o que implica a realização de campanhas de instrumentação e de ensaios alargadas, e dificulta a sua aplicação a situações de projecto para as quais não se dispõe de dados de caracterização dos resíduos *à priori*. No trabalho apresentado por Marques (2001) foi seguida uma metodologia distinta para aferição dos valores das constantes, que consistiu na realização de regressões não lineares com o objectivo de definir os valores que permitiam o melhor ajuste entre a previsão e o observado (3 anos de registos), pelo que nem sempre são concordantes com os determinados experimentalmente pelo autor. Os valores médios considerados por Marques (2001) para as constantes do modelo são: 0.106 para  $Cc'$ ,  $5.27 \times 10^{-4}$  para  $b$ ,  $1.79 \times 10^{-3}$  para  $c$ , 0.159 para  $E_{DG}$  e  $1.14 \times 10^{-3}$  para  $d$ .

### 9.2.1.10 ISPM

O último modelo utilizado corresponde ao ISPM, cuja descrição foi apresentada no § 3.4.5. Esta proposta considera, tal como a de Marques (2001), a história construtiva do aterro de forma detalhada, através da consideração das alturas individuais das camadas depositadas ( $h_0$ ), respectivos tempos de deposição e paragens entre a deposição de camadas consecutivas. O modelo proposto parte das teorias clássicas da Mecânica de Solos, Terzaghi (1943) e Buisman (1936), para estimar os assentamentos primários ( $\Delta h_i^P$ ) e secundários ( $\Delta h_i^S$ ), os quais são expressos, para cada camada, pelas Equações 9.18 a 9.20.

$$\frac{\Delta h_i^P}{h_0} = C_s^{*'} \cdot \log \frac{\sigma_i}{\sigma_0} \quad \text{em fase sobreconsolidada } (\sigma_0 \leq \sigma_i \leq \sigma_c) \text{ e } C_s^{*'} \approx 0 \quad (9.18)$$

$$\frac{\Delta h_i^P}{h_0} = C_c^{*'} \cdot \log \frac{\sigma_i}{\sigma_c} \quad \text{em fase normalmente consolidada } (\sigma_i > \sigma_c) \quad (9.19)$$

$$\frac{\Delta h_i^S}{h_0} = C\alpha^{*'} \cdot \log \frac{\tau}{\tau_{ci}} \quad (9.20)$$

Em que  $\sigma_i$  é a tensão resultante da aplicação da sobrecarga (camadas sobrejacentes e cobertura final,  $q$ ),  $\sigma_0$  é a tensão inicial da camada  $i$ ,  $\sigma_c$  é a tensão de pré-consolidação resultante da compactação (geralmente entre 20 a 40 kPa para cilindros de pés de carneiro correntes, Olivier (2003)),  $\tau_{ci}$  é o tempo de construção da camada  $i$ ,  $\tau$  é o tempo decorrido desde o início da construção da camada,  $C_s^{*'}$  e  $C_c^{*'}$  são os coeficientes de compressão primária intrínsecos (para as fases sobre e normalmente consolidada) e  $C\alpha^{*'}$  é o coeficiente de compressão secundária intrínseco dos resíduos.

A estimativa dos assentamentos de uma coluna de resíduos corresponderá ao somatório dos assentamentos individuais de cada camada, podendo ser expressos pela Equação 9.21 (considerando  $h_0$  igual para todas as camadas e  $n$  o número de camadas depositadas).

$$\begin{aligned} \Delta H(t) &= \Delta H_n^P + \Delta H_n^S(t) = \sum_{i=1}^{ic-1} \Delta h_i^P + \sum_{i=1}^n \Delta h_i^S = \\ &= h_0 C_c^{*'} \cdot \log \frac{\prod_{i=1}^{ic-1} ((n-1)\gamma_0 h_0 + q)}{(\sigma_c)^{ic-1}} + h_0 C\alpha^{*'} \log \left[ \frac{t \prod_{i=1}^{n-1} \left( t - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj} \right)}{t_c \prod_{i=1}^{n-1} \left( t_c - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj} \right)} \right] \end{aligned} \quad (9.21)$$

Segundo Olivier (2003) a estimativa de  $C\alpha^{*}$  pode também ser efectuada por retro-análise dos assentamentos superficiais do topo do aterro,  $\varepsilon(t)$ , desde que se conheça  $Cc^{*}$ , através das Equações 9.22 a 9.24.

$$C\alpha^{*}(t) = \frac{\varepsilon(t)(n - Cc^{*}X)}{Y(t) - Y(t_c)[1 - \varepsilon(t)]} \quad (9.22)$$

Em que,

$$X = \log \frac{\prod_{i=1}^{ic-1} ((n-1)\gamma_0 h_0 + q)}{(\sigma_c)^{ic-1}} \quad (9.23)$$

e

$$Y(t) = \log \left[ \frac{t \prod_{i=1}^{n-1} \left( t - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj} \right)}{\prod_{i=1}^n \tau_i} \right] \quad \text{para } t > t_n \quad (9.24)$$

Na aplicação do presente modelo utilizaram-se, numa primeira fase, os valores dos coeficientes de compressibilidade determinados a partir da instrumentação do aterro, considerando as equações anteriores. Os valores de  $Cc^{*}$  foram determinados a partir dos registos das placas e aranhas magnéticas associadas às primeiras camadas depositadas, considerando  $\sigma_i = 20$  kPa (após se terem testado outros valores) e subtraíndo aos assentamentos primários os relativos à compressão secundária para o intervalo de tempo correspondente à compressão primária (§ 8.2.1), tal como sugerido por Olivier (2003). Os valores obtidos variaram entre 0,118 e 0,181, sendo o respectivo valor médio de 0,146. Relativamente aos valores de  $C\alpha^{*}$  a sua avaliação foi efectuada a partir dos dados registados para as camadas individuais (diferença entre os registos dos assentamentos do corpo do aterro ou entre estes e o topo do aterro, § 8.2.2) e também para a coluna total de resíduos depositada, por aplicação da Equação 9.22. Neste caso obtiveram-se distintas ordens de grandeza para  $C\alpha^{*}$ , com valores compreendidos entre 0,012 e 0,096 para as camadas individuais e entre 0,079 e 0,181 (Figura 9.18) a partir da coluna total de resíduos.

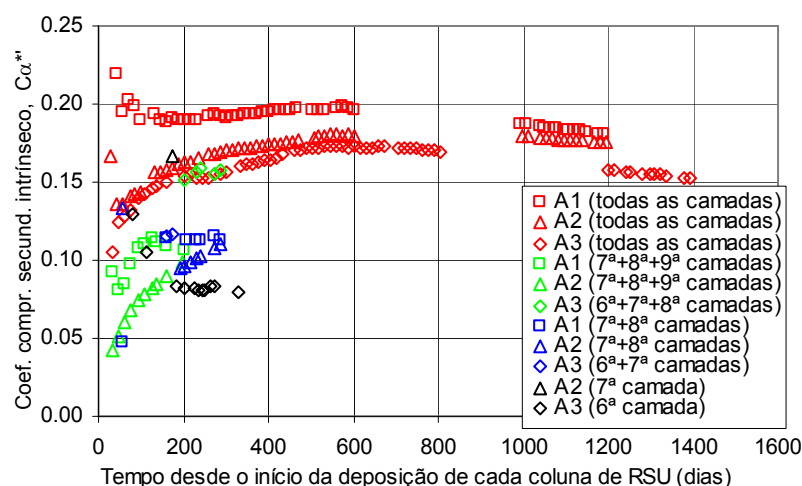


Figura 9.18 – Coeficientes de compressão secundária intrínsecos determinados a partir da coluna de resíduos depositados.

A aplicação deste modelo a diferentes casos de estudo (Olivier, 2003) conduziu a valores típicos de  $C_c^{**}$  compreendidos entre 0.12 e 0.20 e de  $C_{\alpha}^{**}$  entre 0.08 e 0.12, concordantes com os obtidos para o aterro sanitário de Sto Tirso em particular para  $C_c^{**}$ .

O uso dos valores de  $C_{\alpha}^{**}$  obtidos (qualquer das metodologias) não conduziu, na maior parte dos casos, a resultados satisfatórios, tendo geralmente sido necessário utilizar valores superiores aos determinados a partir da monitorização do aterro e aos referidos por Olivier (2003). No Quadro 9.19 são apresentados os valores utilizados para cada subestação, indicando-se as situações em que os seus valores foram determinados por tentativas. Na Figura 9.19 é apresentada a comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo para a Subestação A1 e no Quadro 9.20 mostra-se os desvios obtidos.

De acordo com as premissas do modelo, a série de tempo utilizada foi a A, em que  $t_0$  corresponde ao início da deposição em cada subestação, e as alturas das camadas, as tensões associadas à deposição de novas camadas, e os tempos de construção foram os obtidos através da instrumentação do aterro e apresentados nos capítulos anteriores.

Quadro 9.19 – Parâmetros do modelo ISPM.

Camadas depositadas	Subestação A1		Subestação A2		Camadas depositadas	Subestação A3	
	$C_c^{**}$	$C_{\alpha}^{**}$	$C_c^{**}$	$C_{\alpha}^{**}$		$C_c^{**}$	$C_{\alpha}^{**}$
7ª camada	0.181	0.048*	0.160	0.166	6ª camada	0.124	0.050*
7ª+8ª camadas	0.181	0.140*	0.160	0.098	6ª+7ª camadas	0.124	0.081*
7ª+8ª+9ª camadas	0.181	0.130*	0.160	0.200*	6ª+7ª+8ª camadas	0.124	0.180*
7ª+8ª+9ª+10ª camadas	-	0.320*	-	0.310*	6ª+7ª+8ª+9ª camadas	-	0.310*

\* valores definidos por tentativas

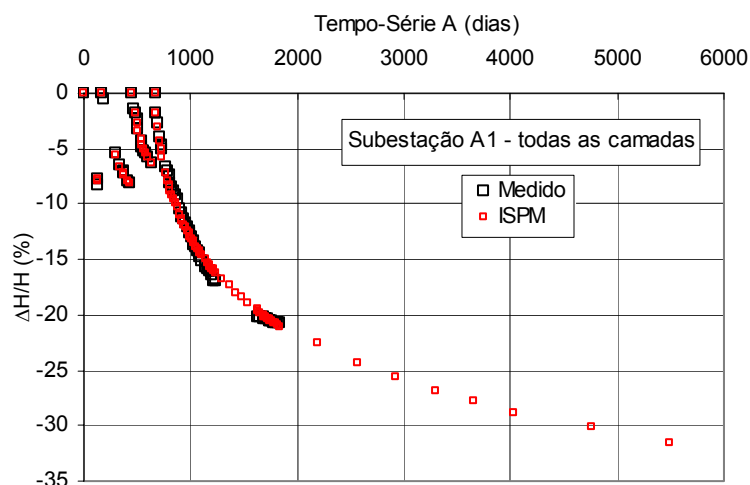


Figura 9.19 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo ISPM para a subestação A1.

Quadro 9.20 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pelo modelo ISPM.

Camadas depositadas	Desvio (%)	Subestação A1	Subestação A2	Subestação A3	$D_{méd,abs}$ (%)
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup> +4 <sup>a</sup> (todas)	Dúlt2005	-3.944	-5.454	-8.242	5.880
	Dúlt	1.233	-2.049	2.016	1.766
	Dméd	2.125	2.380	1.003	1.836
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup> +3 <sup>a</sup>	Dúlt	0.115	2.896	-0.780	1.264
	Dméd	1.317	11.663	2.710	5.230
1 <sup>a</sup> +2 <sup>a</sup>	Dúlt	0.274	2.634	0.198	1.035
	Dméd	1.573	5.834	0.809	2.739
1 <sup>a</sup>	Dúlt	-5.513	-	-1.546	3.530
	Dméd	-3.100	-	3.695	3.397

Apesar de este modelo considerar de forma adequada a história construtiva do aterro e de os valores determinados para  $Cc^{*}$  corresponderem aos determinados a partir da instrumentação e serem concordantes com os referidos por Olivier, os valores determinados para  $C\alpha^{*}$  a partir da coluna total de resíduos são bastante distintos dos determinados para as camadas individuais. Esta constatação leva a supor que a definição de um coeficiente de compressão primária intrínseco parece realista. Quanto ao coeficiente de compressão secundária intrínseco, a sua aplicabilidade parece mais limitada, não só por os valores obtidos não satisfazerem devidamente a previsão dos assentamentos, mas sobretudo por os valores obtidos para a determinação deste parâmetro a partir das camadas individuais ou da coluna total de resíduos serem distintos o que contraria o conceito de parâmetro intrínseco.

### 9.2.2 Análise Global dos Modelos Utilizados

A aplicação da maior parte dos modelos seleccionados baseia-se em parâmetros de entrada determinados a partir dos dados da monitorização, pelo que a previsão dos assentamentos para esse período é, geralmente, concordante. Contudo quando se analisam os assentamentos previstos por cada um dos modelos para um período de 10 anos para além do último registo (2017), os resultados são significativamente distintos. Nesta perspectiva, começa por analisar-se de forma separada os resultados obtidos pelos vários modelos (para o período de registo e para os 10 anos posteriores ao último registo).

Para facilitar a comparação do desempenho dos vários modelos, apresentam-se nas Figuras 9.20 a 9.22 os assentamentos registados e os previstos pela totalidade dos modelos utilizados para cada subestação, agrupados pelas distintas séries de tempo consideradas.

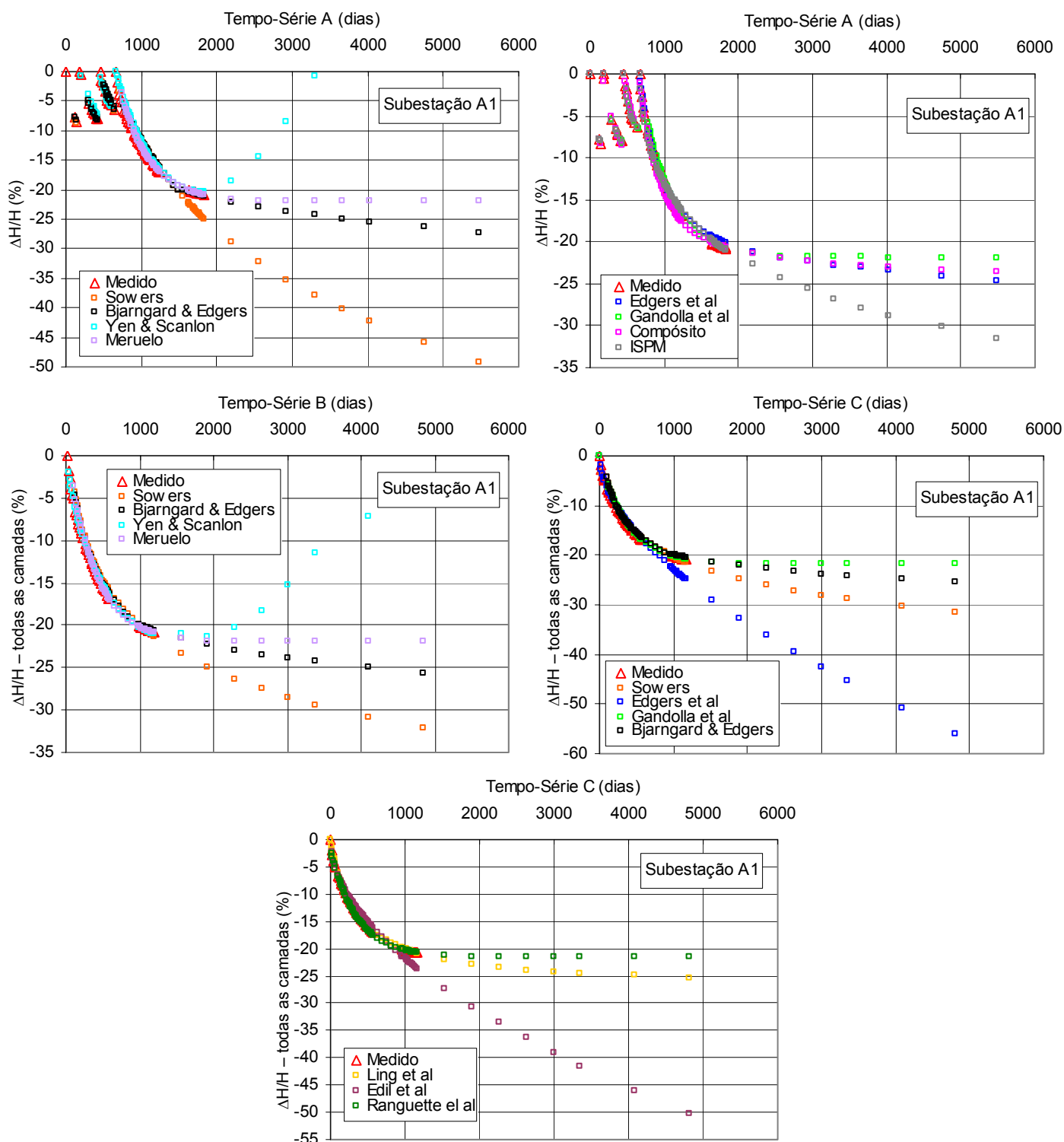


Figura 9.20 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos vários modelos para a Subestação A1.

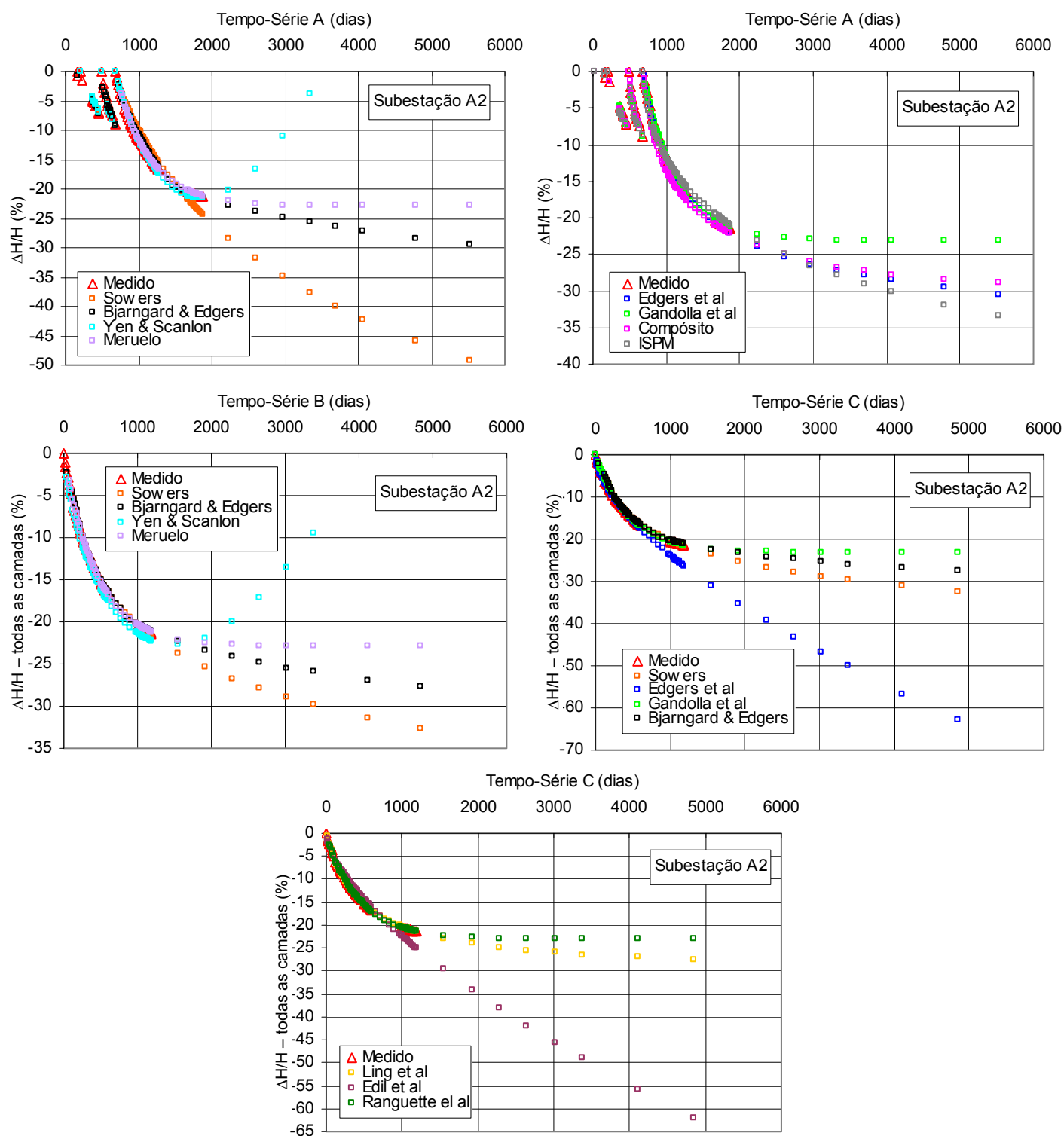


Figura 9.21 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos vários modelos para a Subestação A2.

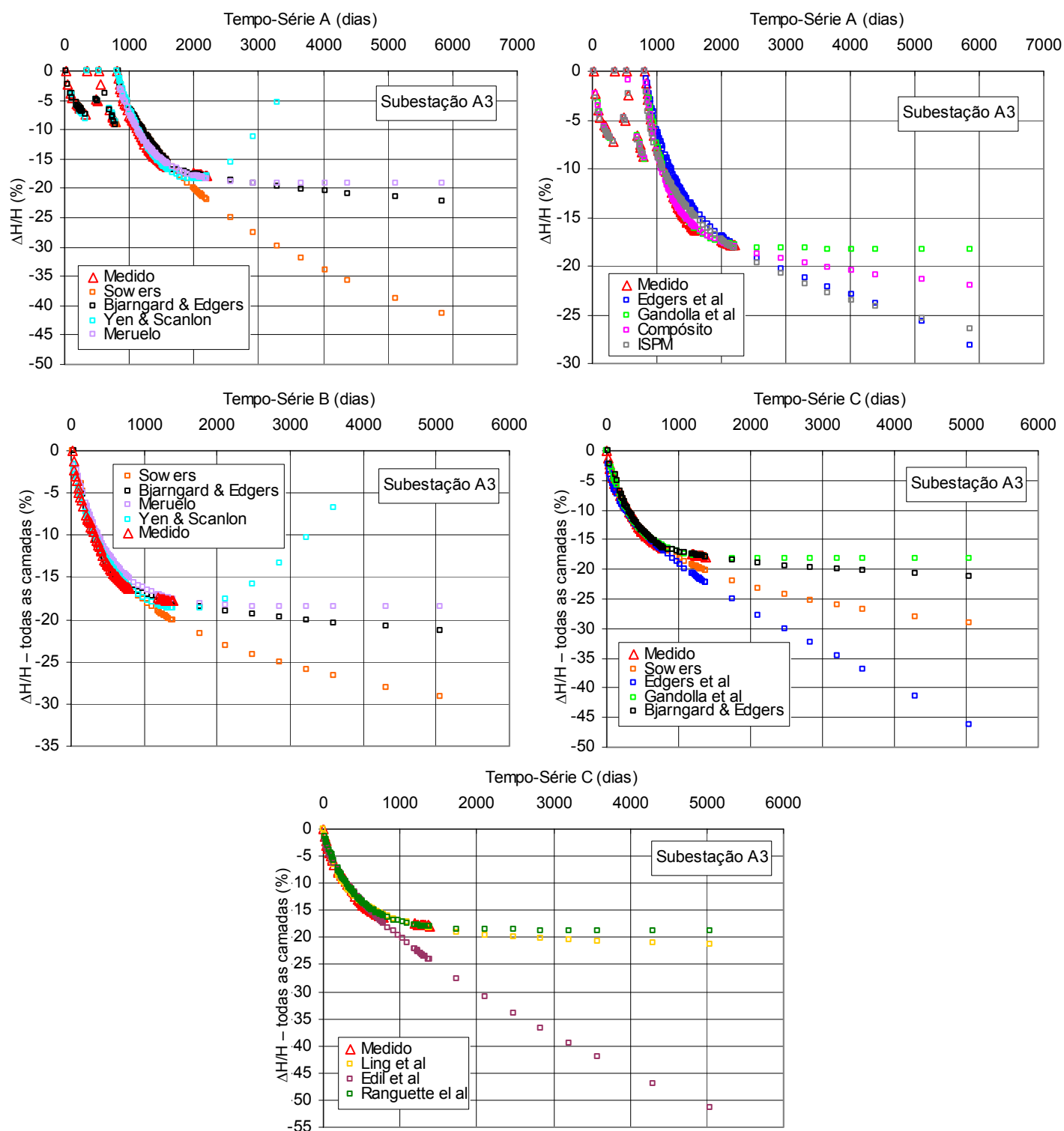


Figura 9.22 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pelos vários modelos para a Subestação A3.

A fim de despistar a influência da consideração de diferente séries de tempo em alguns dos modelos, determinou-se a média dos valores absolutos dos desvios obtidos para cada subestação relativos à totalidade das camadas depositadas (Figura 9.23), já que os períodos de registo correspondentes às fases intermédias de deposição são, em comparação, muito reduzidos e os respectivos desvios poderão ter sido influenciados pelo limitado número de leituras disponíveis.

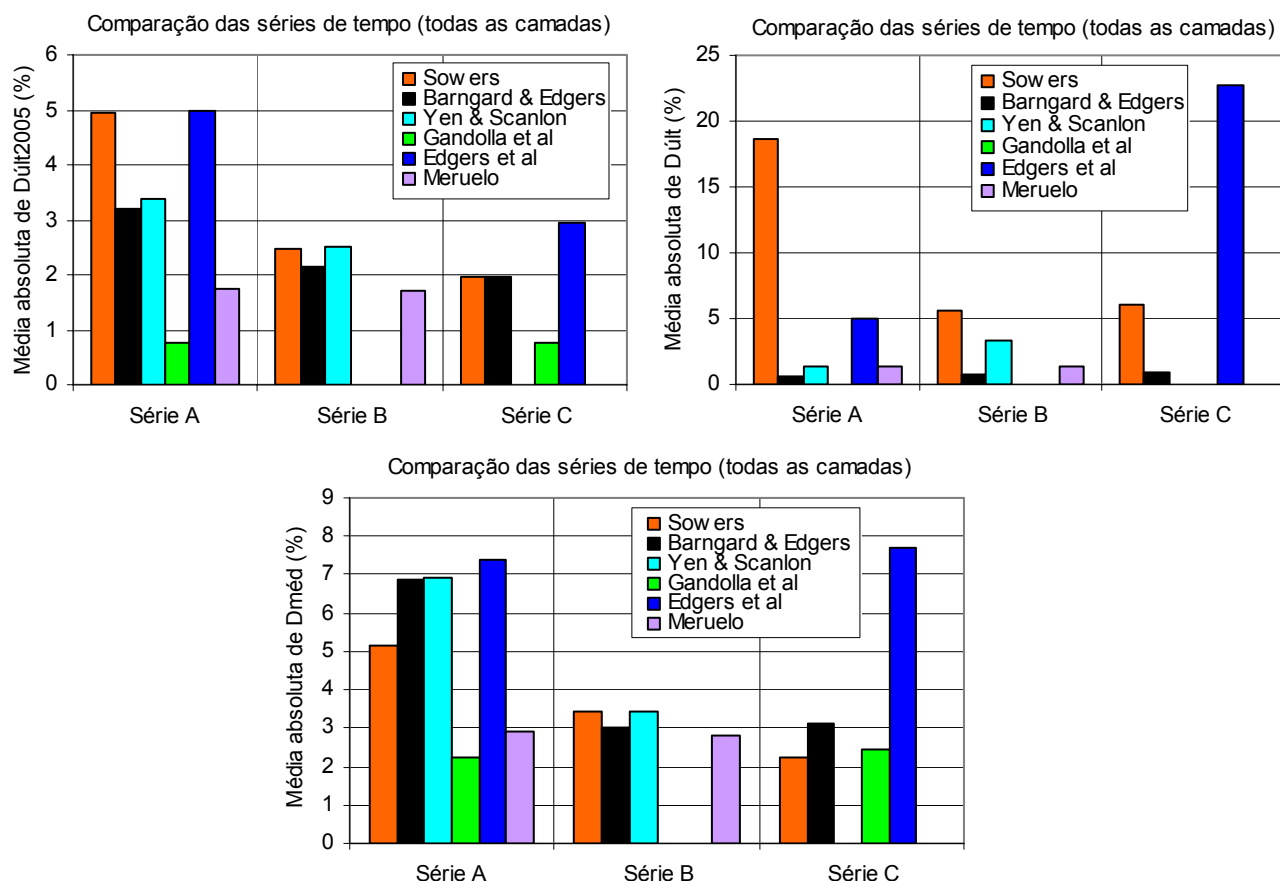


Figura 9.23 – Influência do critério de  $t_0$  - média dos valores absolutos dos desvios para cada série de tempo considerada.

A análise da Figura 9.23 realça a influência que a consideração de distintos critérios de  $t_0$  tem em alguns dos modelos. Este efeito é claro no caso dos modelos propostos por Sowers e por Edgers *et al*, e menos acentuado no caso dos modelos propostos por Barngard & Edgers e por Yen & Scanlon. Para os modelos de Sowers e de Barngard & Edgers, o uso de séries de tempo mais alargadas (Série A) conduziu a desvios maiores pelo que a definição de  $t_0$  a considerar deverá corresponder ao tempo de aplicação das sobrecargas resultante da deposição das novas camadas. Para o modelo de Yen & Scanlon, o qual é limitado a um tempo máximo de previsão igual a  $10^{a/b}$ , verifica-se igualmente que o uso de séries de tempo mais alargadas (Série A) conduz também a desvios mais significativos. O uso de séries de tempo mais alargadas conduziu ainda no modelo de Edgers *et al* a uma pior simulação dos assentamentos secundários correspondentes à fase de desaceleração, resultando em desvios mais elevados para a última leitura. Pelo contrário, o uso de menores séries de tempo fez diminuir ligeiramente (cerca de 2%) este desvio mas, em contrapartida, o desvio relativo à última leitura de 2005 (antes de se iniciar a desaceleração dos assentamentos) é bastante superior (cerca de 20%), resultando em qualquer das séries em elevados desvios médios e, em termos globais, num pior desempenho do modelo quando utilizada a Série C. Na aplicação deste modelo, a obtenção de menores desvios implicava a consideração de diferentes valores das constantes  $m$  e  $Ae^{\alpha \cdot \sigma_1}$  para as duas fases dos assentamento secundários, em particular quando utilizada a Série C. Por fim, os desvios obtidos pelos modelos de Gandolla *et al* e de Meruelo não apresentam



diferenças significativas para qualquer das séries de tempo consideradas, demonstrando uma menor sensibilidade destes modelos à utilização de diferentes critérios de  $t_0$ .

Como conclusão, verificou-se que os modelos de Sowers, Bjarngard & Edgers e de Yen & Scanlon tiveram piores desempenhos quando utilizadas as séries mais extensas (A), em que  $t_0$  corresponde ao início da deposição em cada subestação; o modelo de Edgers *et al* teve para qualquer das séries de tempo um fraco desempenho, sendo este pior quando utilizada a Série C (em que  $t_0$  corresponde ao fim da deposição de cada camada); e os modelos de Meruelo e de Gandolla *et al* não evidenciaram diferenças significativas resultantes da aplicação de distintos critérios para a definição de  $t_0$ .

Face ao exposto, a comparação dos desempenhos dos vários modelos seleccionados será realizada considerando, para os modelos em que se utilizou mais do que uma série de tempo, os resultados correspondentes às séries que forneceram menores desvios: Série C para os modelos de Sowers e de Bjarngard *et al*; Série B para o modelo de Yen & Scanlon; e Série A para os modelos de Gandolla *et al*, Edgers *et al* e de Meruelo. Na Figura 9.24 é apresentada a média dos valores absolutos dos desvios obtidos para as 3 subestações analisadas (para a coluna total depositada) pelos 11 modelos seleccionados.

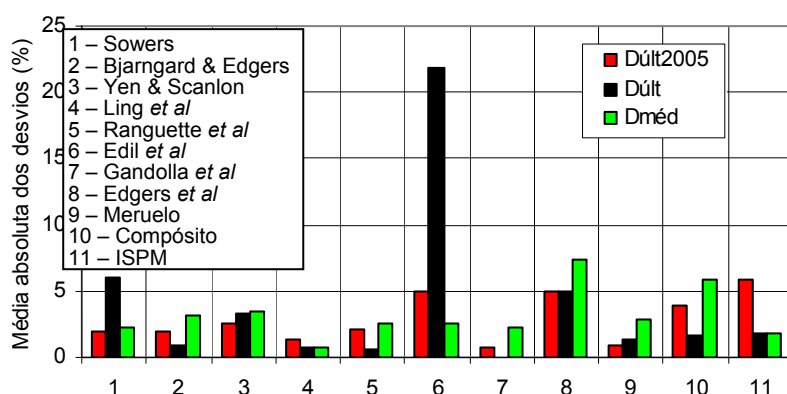


Figura 9.24 – Média dos valores absolutos dos desvios obtidos pelos vários modelos (considerando as séries com melhor desempenho para os modelos em que se testou mais do que uma série).

Da comparação destes valores verifica-se que relativamente à última leitura de 2005 ( $D_{últ2005}$ ), em que em termos gerais os assentamentos ocorridos nas 3 subestações se encontram ainda na fase mais activa, os modelos com piores desempenhos correspondem ao ISPM e aos de Edil *et al* e Edgers *et al*, podendo contudo os respectivos valores serem considerados como aceitáveis (6% e 5%).

Quanto à última leitura da segunda fase dos assentamentos secundários ( $D_{últ}$ ), caracterizada por uma desaceleração da velocidade dos assentamentos, o modelo que forneceu piores resultados foi o de Edil *et al*, seguido pelo de Sowers e pelo de Edgers *et al*. Este comportamento resulta do facto de estes modelos considerarem que a relação entre os assentamentos e o logaritmo do tempo se mantém constante por longos períodos de tempo após o fim da deposição ou que a partir de determinado momento estes tendem ainda a ser acelerados devido à sobreposição dos efeitos da decomposição da matéria orgânica. Estes princípios contrariam o observado no aterro sanitário de Sto Tirso e noutros estudos, em que se comprovou que a fase mais activa dos processos de biodecomposição se inicia com a deposição dos resíduos e se mantém durante alguns anos após o fim da deposição (2 a 3 anos no caso do aterro sanitário de Sto Tirso),

passando em seguida a fases menos activas, em virtude de grande parte dos nutrientes dos resíduos já ter sido consumida pelos microrganismos, o que se traduz numa desaceleração dos assentamentos.

Na verdade estes 3 modelos correspondem à aplicação de princípios verificados para os solos (Sowers) ou a modelos empíricos (Edgers *et al* e Edil *et al*) em que a sua formulação resultou das situações analisadas, nomeadamente do tipo de aterro estudado e, sobretudo, do período de tempo de registo. O modelo proposto por Edil *et al* baseou-se na análise de assentamentos de aterros de resíduos recentes e antigos, mas em que se assume que os tempos de registo para cada um dos casos utilizados abrangeu apenas a mesma fase de comportamento. Este pressuposto parece consistente com os dados apresentados pelos autores, em que, para os resíduos antigos, os valores da compressibilidade de referência,  $m$ , são cerca de 1,7 vezes superiores aos obtidos para os resíduos recentes, enquanto a taxa de compressibilidade,  $n$ , é cerca de 1,5 vezes inferior, resultando consequentemente em menores assentamentos para os resíduos antigos. A aplicação geral do modelo proposto por Edil *et al*, deveria incluir a definição de um tempo crítico, correspondente à mudança de comportamento dos assentamentos secundários, e a consideração de diferentes valores de  $m$  e  $n$  consoante  $t$  é inferior ou superior a  $t_k$ . No caso do modelo proposto por Edgers *et al*, os autores utilizaram dados de vários aterros, mas o que é apresentado para ilustrar a definição do modelo corresponde a um aterro sanitário em que apenas ao fim de 10 anos se verificou uma aceleração dos assentamentos e que, segundo os autores, corresponde ao tempo a partir do qual os efeitos dos processos de biodecomposição se fazem notar,  $t_k$ . O período de tempo relativo à aceleração dos processos de biodecomposição parece desajustado do verificado por vários autores, bem como no aterro sanitário de Sto Tirso, nomeadamente dos períodos de tempo em que os registos das temperaturas e dos teores em água são mais elevados (parâmetros representativos e condicionantes dos processos de biodecomposição, e que tendem a ser elevados durante a fase de deposição e até um determinado período após o fim desta, diminuindo em seguida). Poderão existir, no aterro utilizado por estes autores, condicionantes que justifiquem o comportamento observado, apesar de não mencionadas, contudo tal não parece ser representativo do comportamento de grande parte dos aterros sanitários, nem suportado pelos princípios teóricos actuais sobre os processos de biodecomposição.

Por fim a análise dos desvios médios ( $D_{\text{méd}}$ ) conduz a valores menos satisfatórios para os modelos de Edgers *et al* e Compósito. Na aplicação deste último modelo verificou-se alguma dificuldade em representar adequadamente as duas fases da compressão secundária (através do uso de valores constantes para os parâmetros de cada camada), pelo que o ajuste obtido corresponde a uma situação de compromisso para se obter os menores desvios de  $D_{\text{últ}}$  e de  $D_{\text{últ}2005}$ , resultando em desvios médios superiores. Apesar de este modelo considerar que os processos de biodecomposição se iniciam com a deposição dos resíduos, admite-se que as dificuldades registadas resultem do facto de o modelo considerar valores constantes para a taxa dos assentamentos secundários biológicos,  $d$ , a qual deveria variar em função do tempo, de forma a representar a variação da actividade destes processos. Uma alternativa poderá ser a representação dos processos de biodecomposição a partir de parâmetros que condicionem o ritmo dos processos de biodecomposição, como seja a constante de hidrolisação (modelo de Meruelo).

Em termos globais os modelos de Ling *et al*, de Gandolla *et al*, de Meruelo, Ranguette *et al* e também de Bjarngard & Edgers (Série C) foram os que apresentaram melhor concordância entre os assentamentos previstos e os registados (valor médio dos 3 desvios da coluna total inferior a 2%).

Em Gomes & Lopes (2006) apresentaram-se os primeiros resultados obtidos pela aplicação de alguns destes modelos aos dados de Sto Tirso. Apesar de algumas das diferenças entre os dados publicados em 2006 e os apresentados neste trabalho se deverem à revisão de alguns dos parâmetros de entrada (nomeadamente à revisão do cálculo das tensões efectivas em que, no presente trabalho, se considerou a rotação sofrida pelas células de pressão total, se aferiram os pesos volúmicos e se consideraram os assentamentos registados pelas células), a principal razão para estas diferenças deve-se ao facto de o tempo de registo que serviu de base à determinação dos vários parâmetros ser superior e, sobretudo, ter abrangido a fase em que se verificou um abrandamento dos assentamentos. Este facto destaca a influência que o tempo de monitorização pode ter na previsão de assentamentos, em particular quando se usam modelos empíricos e quando o tempo de monitorização abrange apenas uma determinada fase de comportamento dos resíduos. Assim, seria interessante que as propostas existentes na bibliografia fossem acompanhadas das respectivas permissas de base, como a duração das fases de registos e a posição destas em relação à história do aterro.

Relativamente à previsão dos assentamentos para o horizonte de 2017, são apresentados na Figura 9.25 os valores determinados pela aplicação de cada um dos modelos, com excepção do modelo de Yen & Scanlon por estimar assentamentos negativos. O primeiro gráfico desta figura representa o valor médio das 3 subestações para cada modelo e série de tempo considerada e o segundo gráfico mostra os valores estimados para cada subestação pelas séries de tempo que para cada modelo forneceram melhores resultados.

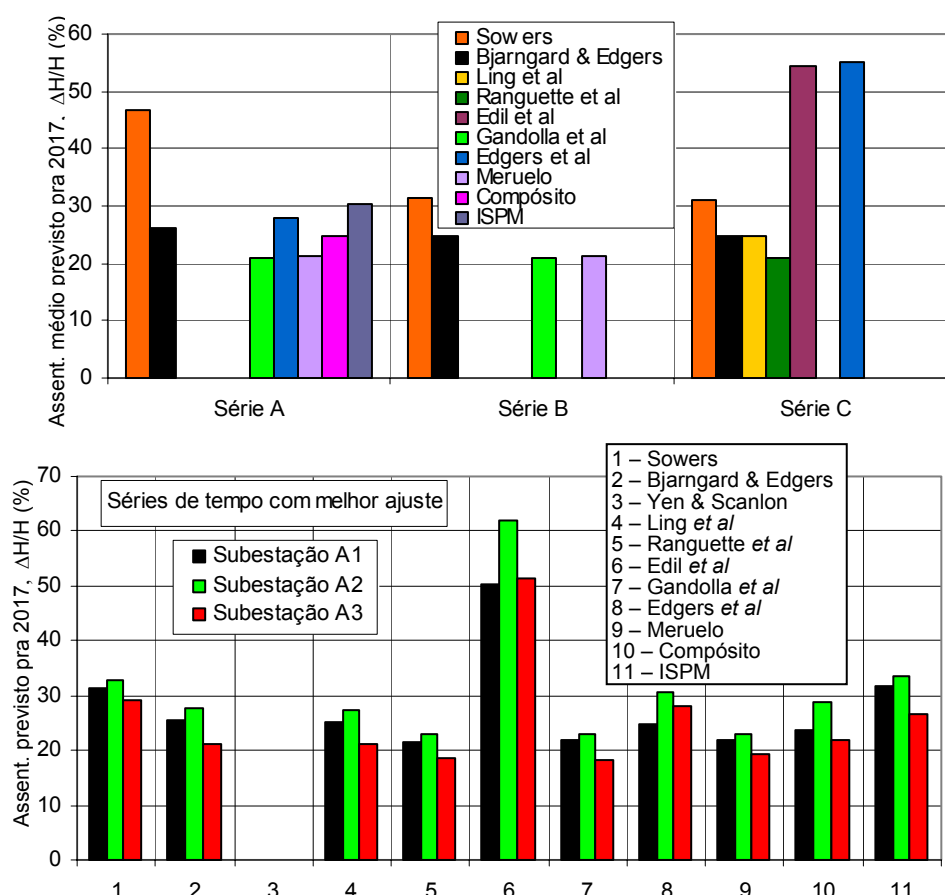


Figura 9.25 – Assentamentos previstos para Julho de 2017 (10 anos após a última leitura) pelos vários modelos.

Os valores dos assentamentos previstos para o horizonte de 2017 são muito distintos, em que os valores extremos correspondem a 61,9% (modelo de Edil *et al*, Subestação A2) e a 18,3% (modelo de Gandolla *et al*, Subestação A3). A influência da consideração de diferentes séries de tempo reflecte-se em diferenças significativas no caso dos modelos de Edgers *et al* (27,3% de diferença) e de Sowers (15,5% de diferença), diferenças reduzidas no caso do modelo de Bjarngard & Edgers (1,6% de diferença) e diferenças praticamente nulas para os restantes 2 modelos em que se testaram diferentes critérios de  $t_0$  (Gandolla *et al* e Meruelo). Este facto realça a necessidade de a definição de  $t_0$  de cada modelo ter de ser suficientemente clara, o que nem sempre acontece. Considerando apenas os resultados obtidos pelas séries de tempo que forneceram uma melhor concordância entre os assentamentos registados e os previstos para o mesmo período de tempo, verifica-se que existem ordens de grandeza distintas para os assentamentos médios (das 3 subestações) previstos para 2017:

- 55% pelo modelo de Edil *et al*;
- 30 a 31% pelos modelos de Sowers e ISPM;
- 28% pelo modelo de Edgers *et al*;
- 25% pelos modelos de Bjarngard & Edgers, Ling *et al* e Compósito;
- 21% pelos modelos de Ranguette *et al*, Gandolla *et al* e Meruelo.

Para além de o valor previsto pelo modelo de Edil *et al* ser nitidamente excessivo quando comparado com todos os restantes, verifica-se que 6 dos 11 modelos utilizados apontam para valores de 21% e 25%, correspondendo 3 modelos a cada um destes valores. Apesar de a diferença entre estes dois valores ser apenas de 4%, as respectivas percentagens de aumento para os 10 anos após a última leitura (2017) são da ordem dos 23 a 24% para os modelos que previram assentamentos da ordem dos 25% e de 5% a 7% para os modelos em que a previsão foi de 21%.

Na ausência de leituras futuras, que permitiriam aferir quais os métodos de previsão mais realistas, e na impossibilidade de usar análises de séries temporais, como o modelo ARIMA (por o espaçamento das observações ser irregular), recalcularam-se os assentamentos previstos considerando que o tempo de observação era menor, ou seja, que a última leitura tinha sido realizada em Maio de 2005 para as Subestações A1 e A2 e em Outubro de 2004 para a Subestação A3, o que corresponde, aproximadamente, a um ano após o fim da deposição em cada subestação.

Na Figura 9.26 apresenta-se, para as séries de tempo que para cada modelo demonstraram um melhor desempenho, a comparação dos assentamentos previstos para 2017 e na Figura 9.27 a comparação da média dos valores absolutos dos desvios relativos à coluna total depositada obtida considerando o tempo de observação total e o correspondente a 1 ano após o fim da deposição (P. Observ. = 1 ano).

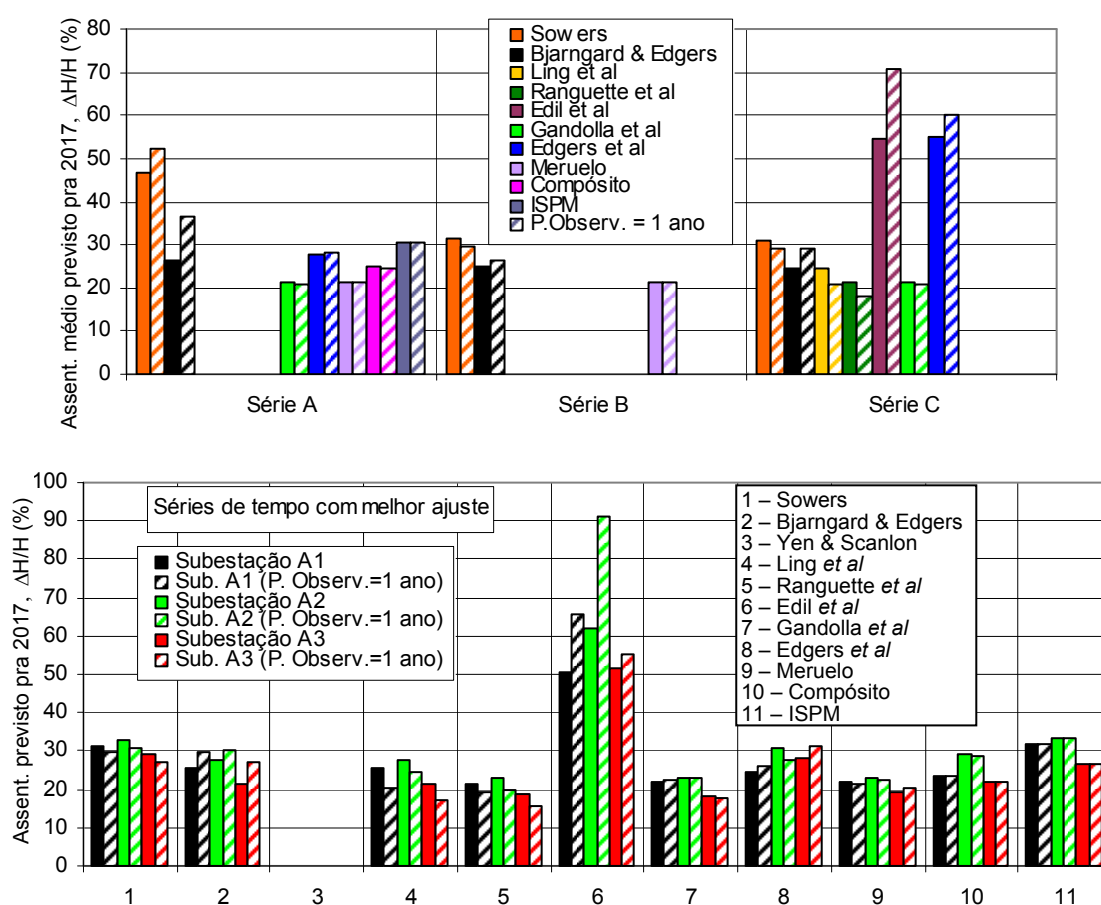


Figura 9.26 – Comparação entre os assentamentos previstos para Julho de 2017 considerando o tempo total de observação ou até 1 ano após o fim da deposição.

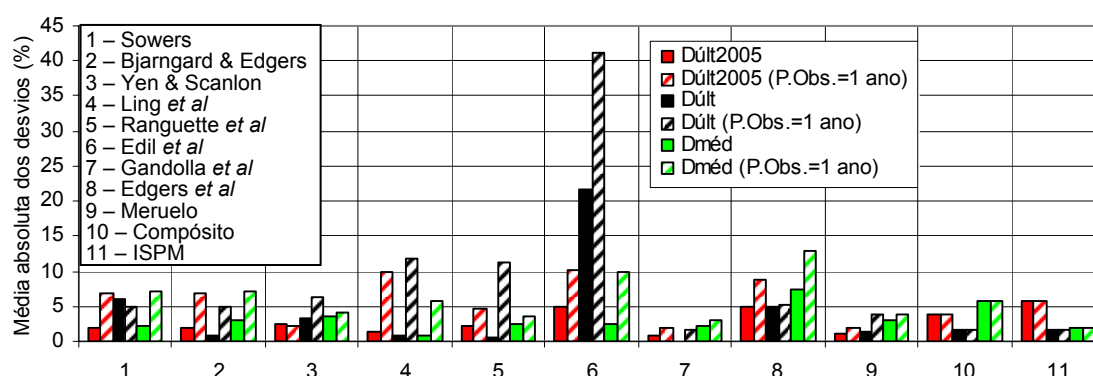


Figura 9.27 – Comparação entre a média dos valores absolutos dos desvios obtidos pelos vários modelos (séries de tempo com melhor desempenho) considerando o tempo total de observação ou até 1 ano após o fim da deposição.

A utilização de um menor tempo de observação resulta, por regra, em desvios mais elevados, existindo contudo alguns modelos para os quais estas diferenças são praticamente nulas e outros em que, comparativamente com os restantes, são mais elevados. A sua identificação encontra-se no Quadro 9.21.

Quadro 9.21 – Resumo da comparação entre os desvios obtidos por consideração de diferentes tempos de observação.

	Diferenças nulas ou insignificantes	Diferenças mais significativas
Dúlt 2005	ISPM, Compósito, Meruelo, Gandolla <i>et al</i> e Yen & Scanlon	Edgers <i>et al</i> , Edil <i>et al</i> , Ranguette <i>et al</i> , Bjarngard & Edgers e Sowers
Dúlt	ISPM, Compósito, Edgers <i>et al</i> , Gandolla <i>et al</i> e Sowers	Edil <i>et al</i> , Ranguette <i>et al</i> e Ling <i>et al</i>
Dméd	ISPM, Compósito, Meruelo, Gandolla <i>et al</i> , Ranguette <i>et al</i> e Yen & Scanlon	Edgers <i>et al</i> , Edil <i>et al</i> , Ranguette <i>et al</i> , Bjarngard & Edgers e Sowers.

No conjunto, os modelos que se mostraram mais sensíveis à duração do tempo de observação foram o de Edgers *et al*, Edil *et al*, Ranguette *et al*, Bjarngard & Edgers e Sowers, enquanto os modelos ISPM, Compósito, Meruelo e de Gandolla *et al* foram os que evidenciaram menor sensibilidade. As maiores diferenças correspondem aos modelos baseados apenas nos princípios simples da mecânica dos solos (Sowers e Bjarngard & Edgers) ou os empíricos em que o seu desempenho é, naturalmente, mais dependente da “qualidade” e da quantidade dos dados de entrada, a partir dos quais são determinados os respectivos parâmetros. Os modelos que consideram essencialmente os processos de biodecomposição ou em que os assentamentos previstos resultam do somatório dos assentamentos individuais de cada camada, deram menores diferenças. Salienta-se ainda que nos modelos em que alguns dos parâmetros foram determinados por tentativas, as respectivas diferenças poderão estar subavaliadas, já que não correspondem, em qualquer dos casos, a parâmetros determinados a partir dos registos. Estarão provavelmente nesta situação o modelo Compósito e, sobretudo, o ISPM (em que os valores de  $C\alpha^{**}$  foram quase na totalidade determinados por tentativas).

A previsão dos assentamentos a longo prazo, 2017, apresenta também algumas diferenças significativas, nomeadamente para os modelos de Edil *et al*, Edgers *et al* (Série C), Sowers (Série A) e de Bjarngard & Edgers (Série A) resultando, qualquer um deles, num aumento dos assentamentos previstos quando consideram apenas os dados obtidos até 1 ano após o fim da deposição. Considerando apenas as séries de

tempo que, em cada caso, forneceram melhores resultados, verifica-se que praticamente não existem diferenças para os modelos ISPM, Compósito, Meruelo e de Gandolla *et al.*

Tendo presente o exposto anteriormente, destacam-se, em termos globais, os seguintes aspectos para cada um dos modelos utilizados:

- modelo de Sowers - definido a partir das teorias clássicas da mecânica dos solos (compressão primária e secundária), sem suporte teórico na sua aplicação aos resíduos, em particular para os processos de biodecomposição, e que considera apenas limites de valores representativos dos coeficientes de compressão secundária em função das condições de biodegradabilidade do meio. As vantagens desta proposta são a sua fácil aplicação, resultante de utilizar um reduzido número de parâmetros, e a sua larga utilização com resultados satisfatórios em vários casos simples. Como principais desvantagens, salienta-se a ambiguidade na definição de  $t_0$  e a sua influência no resultados, a obtenção de resultados insatisfatórios quando aplicados a situações mais complexas, nomeadamente em termos de história construtiva (aterros com paragens intercalares significativas ou expansões posteriores), a má simulação das diferentes fases da compressão secundária (como no presente caso) e a influência do tempo de monitorização a partir do qual é efectuada a previsão.
- modelo de Bjarngard & Edgers – o desempenho deste modelo empírico é, tal como o anterior, influenciado pelo critério de  $t_0$  utilizado o qual não é devidamente explicitado pelos autores, bem como pelo tempo de monitorização a partir do qual é efectuada a previsão. O modelo considera (tal como o de Edgers *et al.*) um  $t_k$  a partir do qual ocorre uma aceleração dos assentamentos ( $C\alpha_{m\acute{a}x}$ ) em consequência da sobreposição dos efeitos da biodecomposição, contudo o bom ajuste obtido para o aterro sanitário de Sto Tirso corresponde à adaptação dos princípios do modelo aos dados registados, ou seja, à utilização de menores coeficientes de compressão para  $t > t_k$ . Apesar de ser de fácil aplicação e do bom desempenho obtido (SérieC), os princípios teóricos associados não são concordantes com o observado no aterro sanitário de Sto Tirso.
- modelo de Yen & Scanlon – modelo empírico baseado na observação de que as velocidades de deformação dos resíduos decrescem linearmente com o logaritmo do tempo e que tem a vantagem de considerar de forma simplificada (facilmente aplicável a qualquer caso de estudo) a história construtiva do aterro através do conceito de  $t_0 = Tc/2$ . As principais limitações estão associadas a um tempo máximo de previsão ( $t_{m\acute{a}x}$ ), para o qual os assentamentos se tornam nulos (contrariando o observado em vários aterros em que os assentamentos prosseguem por um longo número de anos) e negativos para  $t > t_{m\acute{a}x}$ , o que é fisicamente impossível. O modelo fica assim limitado a assentamentos máximos dados por  $\Delta H = b \cdot t_{m\acute{a}x}$ , com  $t_{m\acute{a}x} = 10^{a/b}$ . A estimativa de assentamentos para tempos inferiores a  $t_{m\acute{a}x}$  parece contudo razoável, salientando-se ainda a sua fácil aplicação.
- modelo de Edgers *et al.* – modelo empírico baseado na observação de que os assentamentos em função do logaritmo do tempo apresentam uma relação linear pouco inclinada até  $100 < t < 6000$  dias e para tempos superiores uma relação linear mais inclinada, associando o primeiro trecho aos processos de fluência mecânica e o segundo trecho aos mesmos processos acrescidos da biodecomposição. A

aplicação do modelo é relativamente simples mas os resultados obtidos nem sempre são satisfatórios, como no presente caso, nem concordantes com o nível de conhecimento actual sobre os processos de biodecomposição, em particular por considerarem que estes podem aumentar significativamente apenas ao fim de um longo período de tempo. Acresce que o intervalo indicado pelos autores para  $t_k$  é demasiado alargado (100 a 6000 dias) para poder ter um significado físico consistente. A título de exemplo refere-se que o limite inferior indicado para  $t_k$  corresponde aos tempos verificados para Sto Tirso e noutros aterros (por exemplo, Pereira, 2000) para o fim da compressão primária ( $T_p$ ), em que os assentamentos também apresentam uma relação linear com o logaritmo do tempo pouco acentuada quando comparada com a primeira fase dos assentamentos secundários, pelo que poderá haver alguma confusão na definição de  $t_k$ . Verificou-se ainda que o tempo de monitorização a partir do qual é efectuada a previsão, influencia os resultados.

- modelo de Edil *et al* – modelo empírico determinado a partir dos dados de 4 aterros sanitários e em que os assentamentos são expressos por uma função potência. A aplicação do modelo é relativamente fácil mas o seu desempenho não representa de forma adequada a desaceleração dos processos de compressão secundária, o que se traduz numa sobreavaliação dos assentamentos a longo prazo. A sua aplicação é portanto limitada à previsão dos assentamentos correspondentes apenas a uma determinada fase da compressão secundária (mais ou menos activa), variando o seu desempenho com o tempo de monitorização a partir do qual é efectuada a previsão.

- modelo de Ling *et al* – modelo empírico de fácil aplicação e que conduziu a desvios reduzidos para qualquer das situações analisadas (durante deposição e após o fim desta). Por utilizar parâmetros associados à compressão inicial e final, os dois ramos de assentamentos secundários registados em Sto Tirso são bem representados pelo modelo. Acresce ainda a vantagem de permitir a utilização de qualquer valor de  $t_0$  considerado com interesse.

- modelo de Gandolla *et al* – modelo empírico, de fácil aplicação, que procura simular os assentamentos devidos aos processos de decomposição, considerando que estes se iniciam com a deposição dos resíduos e que são expressos por um parâmetro  $k$  que condiciona o ritmo de degradação da matéria orgânica, ou seja, considerando uma lei de velocidade de reacção. A determinação do valor do parâmetro  $a$ , que representa o assentamento unitário final (repare-se que para  $t=\infty$  vem  $\Delta H=a.H_0$ ), a partir do último registo efectuado conduz a desvios nulos para este tempo de leitura ( $D_{ult}=0$ ), pelo que a análise destes desvios deverá ter presente este facto. Apesar do referido, os desvios médios obtidos bem como os  $D_{ult2005}$  foram, para qualquer dos pontos analisados, reduzidos. Como limitação refere-se a ausência de métodos para estimar a taxa de decomposição,  $k$ , ou a indicação de valores de referência consistentes, tendo-se, no caso em estudo, verificado que a aplicação dos valores determinados laboratorialmente para a constante de hidrolisação conduziram a desvios significativos.

- modelo de Ranguette *et al* – adaptado de um modelo reológico desenvolvido para solos turfosos, de fácil implementação e que representou adequadamente as duas fases registadas para a compressão secundária. Esta proposta é, em parte, equivalente à de Gandolla *et al*, já que ambas consideram que a



velocidade dos assentamentos secundários segue uma lei exponencial negativa. Apesar dos vários parâmetros terem um significado físico, estes não representam de forma directa os parâmetros que regem a taxa de compressão secundária. Este aspecto associado ao facto de não existirem funções ou valores de referência consistentes para a determinação dos valores das constantes, faz com que os resultados da sua aplicação sejam dependentes dos dados de entrada, nomeadamente da duração da fase de registo.

- modelo de Meruelo – parte do estudo dos processos responsáveis pelos assentamentos secundários dos resíduos considerando que estes se devem essencialmente à decomposição anaeróbia da matéria orgânica biodegradável e que esta é condicionada, em primeira ordem, pela quantidade de água disponível, a qual permite a hidrolisação da matéria orgânica transformando-a em matéria mais simples passível de ser utilizada pelas bactérias anaeróbias. Partindo destes princípios o modelo incorpora ainda parâmetros que representam a história construtiva do aterro (expressos pelo tempo de construção,  $T_c$ , e pela idade do aterro no início das medições  $t_0$ ); a composição dos resíduos, expressa pelo teor em matéria biodegradável inicial (no estado sólido), MBD; e factores ambientais condicionantes dos processos de biodecomposição, como o teor em água, a temperatura e o pH, expressos pela constante de hidrolisação,  $k_h'$ . Como principais vantagens destaca-se o suporte teórico associado aos processos de biodecomposição e a sua aplicação a aterros sanitários, e o facto de os parâmetros considerados não terem sido determinados a partir do registo dos assentamentos e terem conduzido a resultados muito satisfatórios. Na verdade, constitui o único modelo em que os parâmetros de entrada foram determinados, quase na totalidade, a partir dos ensaios de laboratório (caracterização do teor em matéria orgânica oxidável, COD e  $k_h'$ ) e da história construtiva do aterro (parâmetros de tempo e alturas iniciais de RSU).

- modelo Compósito – modelo reológico que congrega propostas de outros autores para simular as várias fases de assentamentos dos resíduos e que representa de forma consistente a história construtiva do aterro sanitário. As principais limitações que lhe estão associadas devem-se à sua difícil implementação, já que utiliza 5 parâmetros para representar o comportamento dos resíduos, para além de vários parâmetros de entrada que, na maior parte dos aterros correntes, são difíceis de estimar (como sejam as alturas das camadas individuais, os tempos de deposição e de paragem, ou os pesos volúnicos dos resíduos e os níveis de lixiviado necessários para estimar as tensões efectivas em cada ponto). Por outro lado, a ausência de suporte teórico consistente para a definição de alguns dos parâmetros, em particular dos associados aos processos de biodecomposição, dificulta a obtenção de bons ajustes para as distintas situações (fase de deposição e diferentes fases de assentamentos após o fim da deposição). Por fim, refere-se que a utilização de valores das constantes correspondentes aos determinados experimentalmente para o aterro sanitário de Sto Tirso não evidenciaram, em alguns casos, resultados satisfatórios.

- modelo ISPM – definido a partir das teorias clássicas da mecânica dos solos (compressão primária e secundária), parte da observação dos assentamentos de vários aterros sanitários com vista à definição

de parâmetros de compressibilidade intrínsecos dos resíduos. A adequada representação da sequência construtiva do aterro, bem como a tentativa de avaliação de parâmetros intrínsecos, constituem mais valias do modelo. Como desvantagens refere-se o facto de os processos de compressão secundária não terem um suporte teórico consistente, em particular para os de biodecomposição; a consideração de que os resíduos nunca se encontram saturados pelo que as tensões totais são sempre iguais às efectivas; a sua difícil implementação, resultante, tal como no modelo Compósito, da necessidade de estimar vários parâmetros de entrada por regra difíceis de balizar na maior parte dos aterros correntes (como sejam: as alturas das camadas individuais, os tempos de deposição e de paragem, os pesos volúnicos ou as tensões transmitidas pelos cilindros compactadores); e o facto de a utilização dos valores determinados experimentalmente (apenas para os coeficientes de compressão secundária intrínsecos) terem conduzido a resultados insatisfatórios.

### **9.2.3 Propostas para futuros desenvolvimentos**

Considerando que a maior parte das propostas existentes são de fundamentação empírica, em que a sua aplicabilidade foi muito pouco testada, e que a maioria dos restantes modelos correspondem à adaptação das teorias de compressibilidade de solos sem que a sua aplicação aos resíduos tenha adequado suporte teórico, torna-se difícil diferenciar quais os modelos que conduzem a resultados mais fiáveis. Nesta perspectiva seria interessante existirem mais casos de monitorização de aterros sanitários que permitissem aferir, quer a aplicabilidade dos vários modelos propostos na bibliografia, quer os respectivos parâmetros de entrada. Na verdade tem-se assistido à apresentação de várias novas propostas, quase todas empíricas, e pouco à avaliação da sua aplicabilidade, resultando num elevado número de modelos o que dificulta a escolha de qual utilizar, bem como das respectivas vantagens e desvantagens.

Parece consensual que as principais limitações dos vários modelos propostos estão essencialmente associadas à previsão dos assentamentos secundários ou a longo prazo, enquanto a estimativa dos assentamentos primários, por adaptação das metodologias correntes dos solos, conduzem no geral a resultados aceitáveis, desde que se conheçam as respectivas tensões associadas e os coeficientes de compressibilidade primários, os quais podem ser determinados a partir da monitorização de aterros ou experimentalmente e para os quais existem gamas de valores relativamente consistentes reportados na bibliografia (Quadro 3.9, § 3.3.4, e § 8.2.1).

Da análise dos resultados obtidos pela aplicação dos vários modelos ao aterro sanitário de Sto Tirso, das respectivas limitações e vantagens e princípios associados a cada modelo, admite-se que o modelo de Meruelo parece ser o que tem uma abordagem mais consistente dos processos dos assentamentos secundários, demonstrando a sua aplicação que os assentamentos por fluência mecânica têm um peso relativamente insignificante na compressão secundária dos resíduos relativamente aos resultantes dos processos de biodecomposição. O contacto directo com os resíduos de um aterro sanitário, corroboram a sensação de se estar presente um grande reactor biológico em que os processos de biodecomposição têm necessariamente de ter um papel chave em todo o comportamento mecânico global dos resíduos.

Acresce ainda como vantagens do modelo de Meruelo o facto de a estimativa dos assentamentos secundários poder ser efectuada a partir de dados de entrada que, em parte, não são directamente dependentes da monitorização de aterros (com os problemas decorrentes da sua duração e do período de vida do aterro a que se referem) e de o modelo considerar a história construtiva do aterro numa perspectiva fundamental para o comportamento mecânico dos resíduos, ou seja, incorporando o conceito da idade dos resíduos e o tempo de construção das camadas adicionais como sinónimo do período de tempo em que houve acréscimo de matéria orgânica biodegradável “fresca”.

A caracterização do teor em matéria orgânica oxidável, através do ataque por peróxido de hidrogénio ou por outro método similar, parece também constituir uma importante ferramenta na avaliação das condições de biodegradabilidade de um aterro. Apesar de na bibliografia consultada a sua aplicação aos resíduos ser praticamente inexistente, trata-se de um método simples, facilmente aplicável em qualquer fase do aterro (desde que se proceda à colheita de amostras), e cujos resultados parecem promissores, pelo que seria interessante que esta frente de investigação fosse testada noutros casos de estudo. Um desenvolvimento mais consistente das leis de decaimento da matéria orgânica, apoiadas em métodos simples como o referido e aferidas por estudos mais detalhados (como alguns dos existentes a partir de ensaios em lisímetros ou outro tipo de bioreactores), poderiam permitir o estabelecimento de funções típicas de variação do teor em matéria orgânica em função das condições ambientais dos aterros e da idade dos resíduos depositados. Desta forma, a obtenção de funções de decaimento da matéria orgânica oxidável (similares à apresentada no § 7.3.1) e de parâmetros condicionadores destes processos, como o coeficiente de hidrolisação, desde que devidamente aferidos, poderiam constituir uma ferramenta fundamental na previsão dos assentamentos biológicos para qualquer período de vida do aterro considerado com interesse.

O uso do modelo de Meruelo poderá ser conjugado com alguma das propostas para previsão dos assentamentos primários, como a de Sowers, e com alguma das propostas para assentamentos secundários mecânicos por fluência, carecendo neste caso da definição de parâmetros que caracterizem apenas estes últimos processos. No § 8.2.2 apresentou-se a comparação dos valores dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir dos dados da monitorização e dos ensaios edométricos, verificando-se que estes últimos eram sempre muito inferiores aos determinados por qualquer dos conjuntos de dados da monitorização. Esta constatação, associada ao facto de os assentamentos ocorridos durante estes ensaios não incorporarem os resultantes dos processos de biodecomposição, leva a concluir que os coeficientes de compressão secundária determinados a partir de ensaios mecânicos de laboratório (não se incluem os lisímetros ou outro tipo de bioreactores) simularão apenas os processos de fluência mecânica. Uma abordagem mais consistente para a determinação dos coeficientes de compressão secundária mecânica (sem o contributo da fracção orgânica) seria, por exemplo, a realização de ensaios edométricos sobre amostras de material previamente manipuladas por forma a retirar a componente orgânica biodegradável.

Para testar esta hipótese conjugou-se o modelo de Meruelo, com ligeiras adaptações relativas aos tempos e às alturas dos resíduos, com a proposta de Sowers, também adaptada de forma a considerar apenas os

assentamentos secundários mecânicos, para além dos primários. Esta última adaptação corresponde à utilização de um coeficiente que simule apenas a compressão mecânica secundária pelo que os valores deste coeficiente deverão ser menores ou, no limite, iguais aos determinados a partir dos ensaios edométricos para um escalão de carga idêntico ao dos resíduos *in situ*. Obter-se-ia um modelo em que os assentamentos primários e os secundários mecânicos correspondem à adaptação dos princípios da mecânica dos solos (Terzaghi, 1943 e Buisman, 1936), acrescido da formulação do modelo de Meruelo para representar os assentamentos biológicos.

Para a fase construtiva do aterro, em que há deposição de novas camadas, os assentamentos de uma coluna de resíduos constituída pelas camadas 1 a j-1 e sobre a qual foi em seguida depositada a camada j (com um tempo de deposição igual a  $t_{c(j)}$ ), seriam previstos pelas Equações 9.25 a 9.29.

$$\Delta H_{(j)} = \Delta H_{P(j)} + \Delta H_{Smec(j)} + \Delta H_{Bio(j)} \quad (9.25)$$

$$\Delta H_{P(j)} = H_{f(j-1)} \cdot Cc'' \cdot \log \frac{\sigma'_{f(j-1)} + \Delta \sigma'}{\sigma'_{f(j-1)}} \quad (9.26)$$

$$\Delta H_{Smec(j)} = H_{P(j)} \cdot C\alpha_{mec}' \cdot \log \frac{t}{T_{P(j)}} \quad (9.27)$$

$$\Delta H_{Bio(j)} = \frac{\alpha \cdot H_{P(j)} \cdot COD}{k_h' \cdot t_{c(j)}} \cdot (1 - e^{-k_h' \cdot t_{c(j)}}) (e^{-k_h' \cdot t} - e^{-k_h' \cdot T_{P(j)}}) \quad (9.28)$$

$$\alpha = \frac{\Delta H_{S(j)} \cdot k_h' \cdot t_{c(j)}}{H_{P(j)} \cdot COD \cdot (e^{-k_h' \cdot t_{c(j)}} - 1) (e^{-k_h' \cdot T_m^{ult}} - e^{-k_h' \cdot T_{P(j)}})} \quad (9.29)$$

Em que  $\Delta H_{P(j)}$ ,  $\Delta H_{Smec(j)}$  e  $\Delta H_{Bio(j)}$  são, respectivamente, os assentamentos primários, secundários mecânicos e biológicos do topo da coluna de resíduos constituída pelas camadas 1 a j;  $H_{f(j-1)}$  é a altura da coluna de resíduos imediatamente antes de se proceder à deposição da camada j e  $\sigma'_{f(j-1)}$  é a respectiva tensão efectiva a meia altura da coluna de resíduos (j-1);  $\Delta \sigma'$  é o acréscimo de tensão resultante da deposição da camada j;  $Cc''$  é o coeficiente de compressão primária (sem descontar os respectivos assentamentos secundários, § 8.2.1);  $H_{P(j)}$  é a altura da coluna de resíduos (1 a j) no fim dos assentamentos primários e  $T_{P(j)}$  é o tempo correspondente;  $C\alpha_{mec}'$  é o coeficiente de compressão secundária mecânica;  $k_h'$  é a constante de hidrolisação; COD é o teor em matéria orgânica oxidável ou biodegradável (considerando a idade média dos resíduos à data de  $t_1$ , em que  $t_1$  é o tempo de início da previsão);  $t_{c(j)}$  é o tempo de construção da camada j (equivalente ao tempo em que houve entrada de nova matéria orgânica biodegradável);  $\Delta H_{S(j)}$  são os assentamentos secundários registados entre  $T_{P(j)}$  e  $T_m^{ult(j)}$  (biológicos + mecânicos,  $\Delta H_S = H_m^{ult(j)} - H_{P(j)}$ );  $T_m^{ult}$  é o tempo relativo à última leitura do topo do aterro; e t é o tempo de previsão. Com excepção de  $t_{c(j)}$ , todos os restantes tempos são definidos em relação a  $t_0 = T_{ic}$  que é o início da construção do aterro na zona em análise ( $T_{ic}$ ).

A adaptação em termos de alturas e tempos, realizada para a proposta de Meruelo, corresponde a considerar que os assentamentos biológicos se iniciam após o fim da compressão primária, para não haver uma duplicação dos assentamentos biológicos que ocorrem durante este período uma vez que estes já são

expressos pela consideração de um  $Cc''$  (que inclui assentamentos mecânicos e biológicos, § 8.2.1). A quantidade de matéria orgânica passível de ser decomposta (COD) e as condições de bioegradabilidade do aterro ( $k_h'$ ) correspondem aos valores médios existentes no início da previsão, pelo que são determinados a partir de leis de decaimento e considerando a idade média dos resíduos para este tempo (§ 7.3.1).  $t_c$  corresponde apenas às camadas depositadas durante o tempo de previsão, já que as entradas anteriores de matéria orgânica fresca já se encontram representadas pelos valores médios de COD e de  $k_h'$  no início da previsão.

A comparação entre os assentamentos registados e os previstos para as 3 subestações analisadas é apresentada na Figura 9.28 e nos Quadros 9.22 e 9.23 mostram-se os parâmetros de entrada e os desvios associados. Para  $C\alpha_{mec}'$  admitiu-se que os seus valores teriam de ser iguais ou inferiores aos obtidos a partir dos ensaios edométricos para tensões idênticas às que a coluna de resíduos estava sujeita ( $\sigma'_{f(i-1)} + \Delta\sigma'$ ), pelo que se partiu dos resultados dos ensaios edométricos realizados sobre amostras com idênticas idades para os definir (Figura 9.29). Em algumas situações houve necessidade de adoptar valores inferiores aos obtidos através da correlação desta figura (em particular nos casos em que as tensões instaladas eram inferiores aos menores escalões dos ensaios), o que foi efectuado por tentativas.  $K_h'$  e COD correspondem, tal como na aplicação do modelo de Meruelo, aos valores determinados respectivamente a partir das correlações apresentadas nas Figuras 7.2, 7.4 e 7.5 (§ 7.3.1) e  $Cc''$  aos valores determinados a partir da monitorização do aterro (Quadro 8.2 ou 8.3, para as primeiras camadas, § 8.2.1).

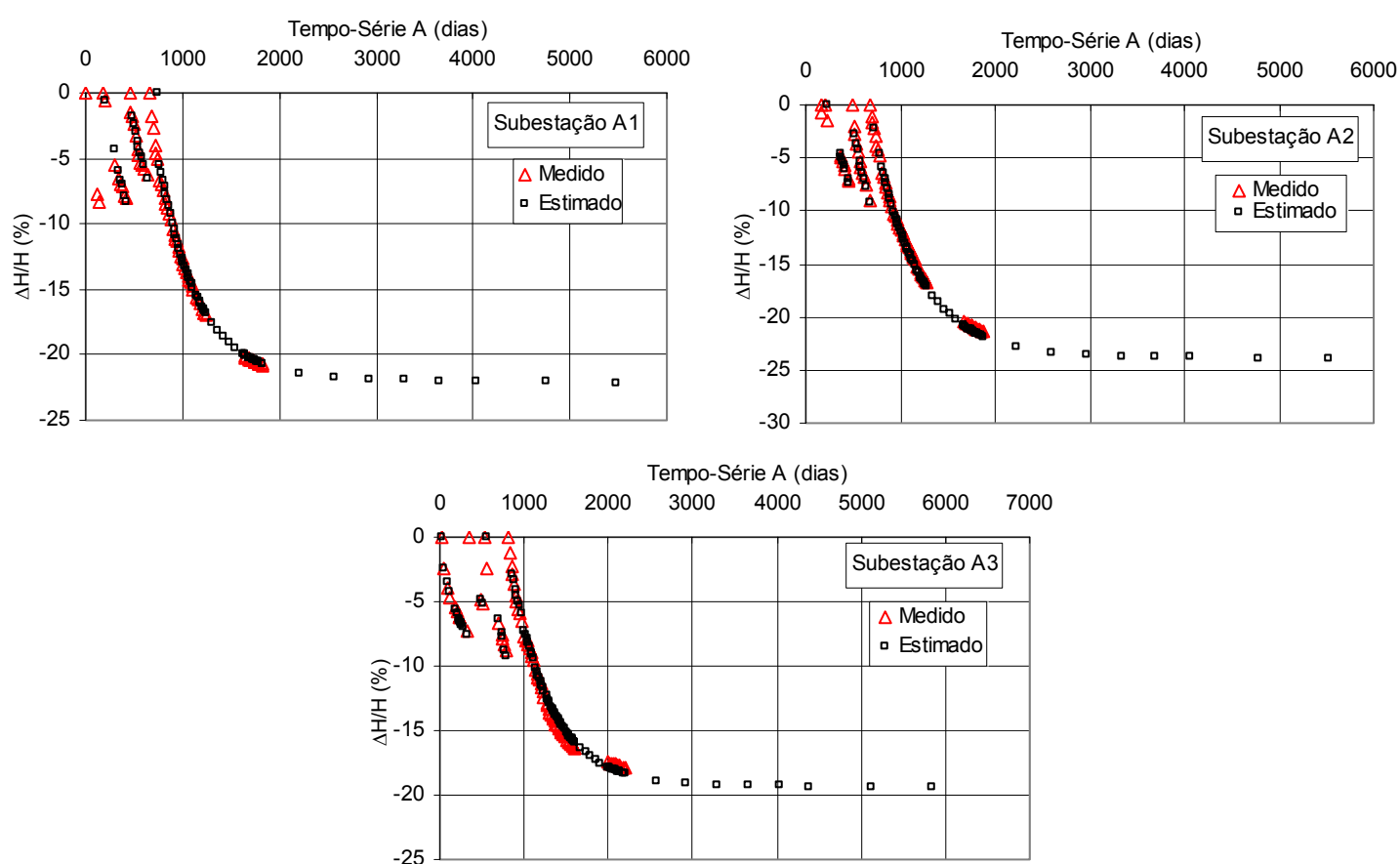


Figura 9.28 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pela conjugação dos modelos de Sowers e de Meruelo (fase construtiva).

Quadro 9.22 – Parâmetros do modelo conjugado de Sowers e de Meruelo (Série de tempo A).

Parâmetros	$Cc''$	$C\alpha_{mec}'$	Tc (dias)	Idade média da coluna (dias)	COD (=MOoxid)	$k_h'$ (dias <sup>-1</sup> )	$\alpha$
Subestação A1							
7ª camada	0.215						
7ª+8ª camadas	0.107	0.0006	39	88	0.152*	0.001****	3.001
7ª+8ª+9ª camadas	0.356	0.0002	15	258	0.119*	0.00371**	5.505
7ª+8ª+9ª+10ª camadas		0.0089	27	391	0.106*	0.00258**	11.072
Subestação A2							
7ª camada	0.195						
7ª+8ª camadas	0.166	0.0027	39	121	0.142*	0.0001****	21.665
7ª+8ª+9ª camadas	0.203	0.0058	15	310	0.113*	0.00315**	7.595
7ª+8ª+9ª+10ª camadas		0.0084	3	479	0.100*	0.00218**	10.366
Subestação A3							
6ª camada	0.045	0.0006	12	6	0.235*	0.00390***	0.387
6ª+7ª camadas	0.354	0.0006	16	168	0.132*	0.00548**	13.134
6ª+7ª+8ª camadas	0.206	0.0003	39	246	0.120*	0.00205***	6.322
6ª+7ª+8ª+9ª camadas		0.0012	14	488	0.099*	0.00215**	10.715

\* por correlação da Figura 7.2; \*\* por correlação da Figura 7.4; \*\*\* por correlação da Figura 7.5; \*\*\*\* por tentativas

Quadro 9.23 – Desvios entre os assentamentos medidos e os previstos pela conjugação dos modelos de Sowers e de Meruelo.

Camadas depositadas	Desvio (%)	Subestação A1	Subestação A2	Subestação A3	$D_{med,abs}$ (%)
1ª+2ª+3ª+4ª (todas)	Dúlt2005	-0.390	2.865	-2.302	1.852
	Dúlt	-0.340	1.978	2.937	1.752
	Dméd	-1.621	1.178	-2.766	1.855
1ª+2ª+3ª	Dúlt	4.114	2.784	4.661	3.853
	Dméd	-6.657	0.456	0.271	2.462
1ª+2ª	Dúlt	3.920	0.955	6.829	3.901
	Dméd	-2.931	-0.965	0.798	1.565
1ª	Dúlt	-	-	3.942	1.971
	Dméd	-	-	-0.027	0.013
Previsto 2017		22.149	23.914	19.344	21.802

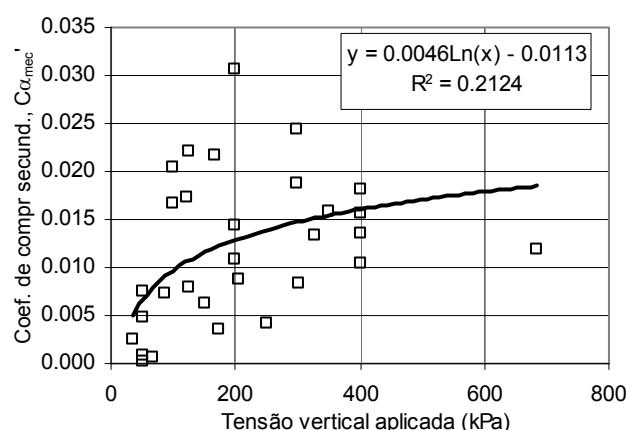


Figura 9.29 – Variação de  $C\alpha_{mec}'$  em função da tensão aplicada (a partir dos ensaios edométricos realizados sobre amostras com idades idênticas às das colunas de resíduos analisadas).

Em termos globais o desempenho deste modelo é equivalente ao das propostas que apresentaram melhor concordância entre os assentamentos previstos e os registados (Ling *et al*, de Gandolla *et al*, de Meruelo, Ranguette *et al* e Bjarngard & Edgers (Série C)), em que o valor médio dos 3 desvios foi, para qualquer dos

modelos, inferior a 2% (para a coluna final de resíduos depositados nas 3 subestações) e os assentamentos previstos para 2017 situam-se, em termos médios (22%), entre as 2 gamas de valores obtidas pela aplicação dos 6 modelos em que os resultados foram mais concordantes entre si (21% e 25%).

A aplicação do modelo pode também ser efectuada para a previsão dos assentamentos após o fim da deposição no aterro, em que  $T_1$  (tempo no início das medições ou da previsão)  $> T_c$  (tempo no fim da construção do aterro), ou seja, considerando apenas os assentamentos secundários (biológicos + mecânicos), que neste caso passam a ser expressos pelas Equações 9.30 a 9.33.

$$\Delta H_{(j)} = \Delta H_{Smec(j)} + \Delta H_{Bio(j)} \quad (9.30)$$

$$\Delta H_{Smec(j)} = H_{T_1(j)} \cdot C\alpha_{mec}' \cdot \log \frac{t}{T_1} \quad (9.31)$$

$$\Delta H_{Bio(j)} = \frac{\alpha \cdot H_{T_1(j)} \cdot COD}{k_h' \cdot t_1} \cdot (1 - e^{-kh' \cdot t_1}) \left( e^{-kh' \cdot t} - e^{-kh' \cdot T_1} \right) = \frac{\alpha \cdot H_{T_1(j)} \cdot COD}{k_h'} \cdot (1 - e^{-kh'}) \left( e^{-kh' \cdot t} - e^{-kh' \cdot T_1} \right) \quad (9.32)$$

$$\alpha = \frac{\Delta H_{S(j)} \cdot k_h' \cdot t_1}{H_{T_1} \cdot COD \cdot (e^{-kh' \cdot T_1} - 1) \left( e^{-kh' \cdot T_m^{ult}} - e^{-kh' \cdot T_1} \right)} = \frac{\Delta H_{S(j)} \cdot k_h'}{H_{T_1} \cdot COD \cdot (e^{-kh'} - 1) \left( e^{-kh' \cdot T_m^{ult}} - e^{-kh' \cdot T_1} \right)} \quad (9.33)$$

Em que  $\Delta H_{Smec(j)}$  e  $\Delta H_{Bio(j)}$  são, respectivamente, assentamentos secundários mecânicos e biológicos do topo da coluna de resíduos constituída pelas camadas 1 a j;  $H_{T_1(j)}$  é a altura da coluna de resíduos (1 a j) no início das leituras;  $T_1$  corresponde ao início das leituras ou da previsão, isto é, ao tempo decorrido desde o início da construção do aterro ( $T_c$ ) e a primeira leitura, e  $t_1=1$  representa o primeiro dia de leitura;  $C\alpha_{mec}'$  é o coeficiente de compressão secundária mecânica;  $k_h'$  é a constante de hidrolisação e COD é o teor em matéria orgânica oxidável ou biodegradável (ambos determinados considerando a idade média dos resíduos depositados à data de  $T_1$ ;  $\Delta H_{S(j)}$  são os assentamentos secundários registados entre  $T_1(j)$  e  $T_m^{ult}(j)$  (biológicos + mecânicos,  $\Delta H_S = H_m^{ult}(j) - H_m^{T_1}(j)$ );  $T_m^{ult}$  é o tempo relativo à última leitura do topo do aterro; e  $t$  é o tempo de previsão.

Como já não há entradas adicionais de matéria orgânica “fresca” o parâmetro  $t_c$  (que representava o período de tempo em que houve entrada de nova matéria orgânica biodegradável, após o início da previsão) é substituído por  $t_1=1$  e a quantidade de matéria orgânica biodegradável existente no aterro no início das previsões bem como o valor correspondente de  $k_h'$  são determinados a partir das funções de decaimento da matéria orgânica (Figuras 7.2 e 7.4, § 7.3.1) considerando a idade média da coluna de resíduos depositados à data de  $T_1$ . A Figura 9.30 ilustra os resultados obtidos para a Subestação A2 considerando dois tempos distintos para o início das medições ou da previsão após o fim da construção do aterro ( $T_c$ ):  $T_1 = T_c + 1$  ano (correspondente à fase “compressão secundária activa”, Figura 8.36) e  $T_1 = T_c + 3$  anos (correspondente ao início da fase de desaceleração dos assentamentos secundários ou seja da fase de “compressão secundária intermédia”, Figura 8.36). Os valores considerados para  $C\alpha_{mec}'$  são os indicados no Quadro 9.22 e os obtidos para  $k_h'$ , COD e  $\alpha$  foram de 0.00137, 0.0809 e 7.6113 para  $T_1=T_c+1$  ano, e de 0.00098, 0.0648 e 4.8161 para  $T_1=T_c+3$  anos.

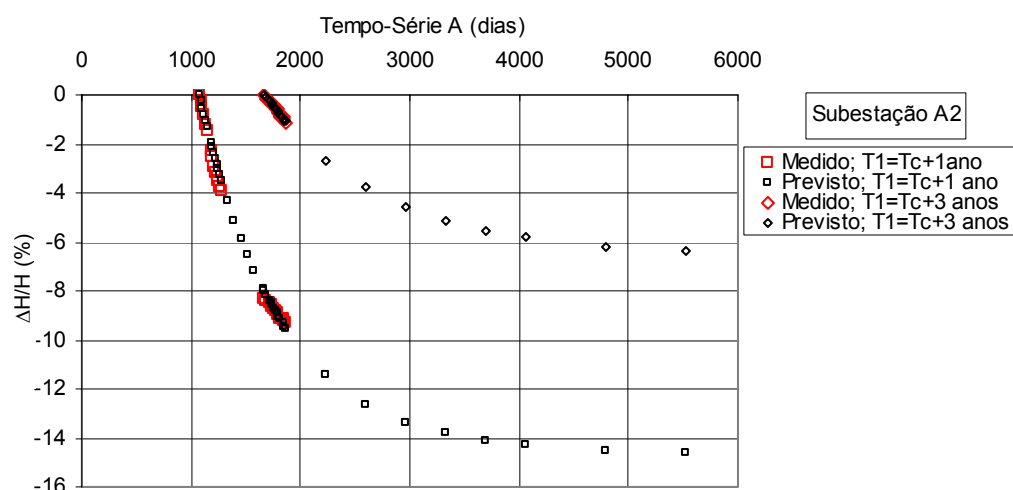


Figura 9.30 – Comparação entre os assentamentos medidos e os previstos pela conjugação dos modelos de Sowers e de Meruelo (fase pós construtiva).

### 9.3 SINOPSE

Neste último capítulo fez-se a aplicação de alguns dos modelos de previsão de assentamentos de resíduos mais utilizados aos dados obtidos a partir do aterro sanitário de Sto Tirso, bem como a comparação dos respectivos resultados e correspondentes vantagens e limitações.

Com base na análise dos resultados obtidos apresentaram-se propostas para futuros desenvolvimentos que incluem a diferenciação dos processos de compressão secundária mecânica e biológica, através da adaptação de formulações propostas na bibliografia, e em que os respectivos parâmetros podem ser determinados a partir de ensaios de fácil implementação.



## CONCLUSÕES

O reduzido número de publicações técnicas, em particular em língua portuguesa, levou à apresentação, na Parte I deste trabalho (Capítulos 1 a 3), de um conjunto de informações, correspondentes a uma compilação dos trabalhos publicados mais relevantes, que ilustram as principais linhas de investigação da comunidade científica nesta matéria e algumas das principais preocupações associadas.

Da leitura destes capítulos ressalta a impossibilidade de estudar os RSU apenas pelos princípios dos materiais particulados, como é usual nos solos, sendo imperativo o uso de aproximações menos usuais e interdisciplinares. A presença de elementos não granulares, muito deformáveis e biodegradáveis associados ao seu forte carácter evolutivo, traduzem-se numa elevada compressibilidade do esqueleto sólido dos resíduos, na conversão de parte da massa sólida em gases e líquidos e na migração das partículas de menor dimensão. Estas modificações são expressas por uma variação significativa da composição, da granulometria e da porosidade dos RSU, da composição dos lixiviados e do biogás produzidos por um aterro sanitário, e do comportamento mecânico global dos RSU e respectivos aterros sanitários.

No Capítulo 4 descreveu-se o plano de investigação implementado no aterro sanitário de Sto Tirso, o qual incluiu inúmeros ensaios *in situ* e de laboratório de caracterização física, química e mecânica dos RSU e os trabalhos de instrumentação do aterro sanitário de Sto Tirso que, conforme referido, permitiram registar alguns dos principais aspectos de comportamento do aterro durante toda a sua fase construtiva e até 3 anos após o fim desta.

Nos Capítulos 5 e 7 foram apresentados e analisados os resultados obtidos nos ensaios de caracterização física e química, destacando-se, alguns dos procedimentos adoptados, e as principais dificuldades e limitações verificadas na realização dos diversos trabalhos. A recolha de amostras de RSU com diferentes idades permitiu verificar que a granulometria e o teor em água dos resíduos tende a diminuir significativamente com o decorrer do tempo de deposição, e que a sua composição global evolui no sentido de aumentar a quantidade relativa de materiais inorgânicos e com comportamento inerte (vidros, metais, madeira, solos e pedras), em consequência da diminuição da quantidade de materiais muito deformáveis (em particular, papel/cartão e têxteis) e de matéria orgânica com o avançar dos processos de decomposição. Esta evolução é ainda expressa por uma variação da forma dos resíduos, nomeadamente por um aumento da quantidade relativa de materiais granulares a pela diminuição dos materiais tipo folha/tira (em grande parte devida à degradação dos têxteis e de alguns plásticos) e dos materiais achatados e tipo fio/tubo, em que estes últimos, por incluírem grande parte dos materiais inertes e de lenta biodegradabilidade, sofrem uma redução menos acentuada do que os tipo folha/tira.

O teor em matéria orgânica degradável dos resíduos pode ser expresso pela quantidade de matéria oxidável, caracterizável por métodos de análise química propostos para proceder à sua oxidação por via húmida, tendo-se no presente estudo obtido excelentes resultados através do método de oxidação por peróxido de hidrogénio. A caracterização do teor em matéria orgânica por combustão à temperatura controlada de  $550 \pm 50^\circ\text{C}$ , correspondente ao método utilizado na maior parte dos trabalhos publicados,

conduz a resultados insatisfatórios quando se pretende estudar o comportamento mecânico dos resíduos, já que não representa a contribuição dos diferentes materiais orgânicos dos RSU, nomeadamente dos materiais de fácil, média e lenta biodegradabilidade.

Os ensaios de oxidação com peróxido de hidrogénio evidenciaram uma diminuição do teor em matéria orgânica oxidável com a idade dos resíduos, expressa por uma função logarítmica com um coeficiente de correlação ( $R^2$ ) de 0,90, e permitiram ainda determinar os valores da constante de hidrolisação,  $k_h$ , parâmetro controlador da velocidade dos processos de decomposição dos resíduos, o qual também diminui logaritmicamente com o avançar da idade dos resíduos. A correlação obtida neste caso apresentou um coeficiente de correlação ( $R^2$ ) de 0,96.

Estas modificações dos RSU traduzem-se numa variação dos respectivos pesos volúmicos totais e secos, em que estes últimos tendem a diminuir com o aumento, quer do teor em água, quer do teor em matéria orgânica. Os pesos volúmicos totais dos resíduos apresentam ainda um perfil de variação em função da profundidade ou da tensão efectiva de confinamento, representada por uma equação hiperbólica, típica para cada aterro e dependente do tipo de resíduos e das condições de deposição e de compactação (representada por um peso volúmico inicial correspondente ao dos resíduos acabados de depositar). A avaliação do perfil de variação dos pesos volúmicos de um aterro sanitário pode ser caracterizada através de métodos simples, como seja a realização de sondagens acompanhadas da recolha e pesagem do material recuperado em cada metro de furação. A determinação deste parâmetro a partir do registo das tensões efectivas instaladas (por células de pressão total e por células de pressão intersticial ou por piezómetros) mostrou-se igualmente eficaz, e extremamente útil na avaliação da evolução dos pesos volúmicos totais em função da idade ou do tempo de deposição dos resíduos. Os resultados obtidos evidenciaram um aumento deste parâmetro durante a fase de deposição e até um determinado período de tempo após o fim da deposição (cerca de 1,5 a 2 anos, no aterro sanitário de Sto Tirso), tendendo a estabilizar para tempos superiores. A evolução dos pesos volúmicos normalizados (em relação ao valor médio no fim da deposição) em função do tempo decorrido após o fim da deposição, num aterro sanitário, é melhor expressa por uma função logarítmica do que por uma função hiperbólica.

A caracterização química dos lixiviados produzidos pelo aterro sanitário de Sto Tirso e o registo das temperaturas do corpo do aterro, demonstraram igualmente uma dependência da fase de exploração do aterro (fase construtiva e pós deposição) e do tempo decorrido após o fim da deposição, ou seja, da idade média dos resíduos depositados, constituindo, no conjunto, uma ferramenta muito útil na avaliação da fase de decomposição dos resíduos. A análise da variação dos vários parâmetros químicos determinados permitiu verificar que a maior parte dos parâmetros (nomeadamente CQO, CBO<sub>5</sub>, azoto amoniacal, nitrato e fósforo) tendem a aumentar durante a fase de deposição e até períodos da ordem dos 2 a 3 anos após o fim da deposição, a manterem-se elevados até cerca de 5 anos após o fim da deposição e a sofrerem, para tempos superiores, uma redução progressiva. De igual modo, constatou-se que as temperaturas do corpo do aterro aumentam durante a fase de deposição e até cerca de 1,4 a 2 anos após o fim da deposição, altura em que se registaram temperaturas máximas da ordem dos 50°C a 53°C (estando os valores mais

elevados associados a profundidades intermédias), diminuindo depois progressivamente até atingirem temperaturas da ordem dos 35°C ao fim de 5 a 6 anos e, para períodos superiores, as temperaturas baixam para valores da ordem dos 25°C a 30°C (correspondente aos registos dos resíduos mais antigos, com idades médias da ordem dos 11 a 12 anos).

Nos Capítulos 6 e 8 foram apresentados os resultados obtidos pela instrumentação do aterro e analisados as propriedades mecânicas dos RSU, em termos de coeficientes de compressibilidade, coeficientes de impulso e de Poisson, módulos de deformabilidade e parâmetros de resistência.

A análise dos assentamentos registados (a partir do topo e do corpo do aterro) permitiu confirmar a existência de uma fase de compressão “primária” associada a acções mecânicas, como seja a aplicação de sobrecargas (novas camadas de resíduos e materiais de cobertura) que, tal como nos materiais granulares, conduz à distorção, flexão, esmagamento e reorientação das partículas; e de uma fase de compressão secundária ou a longo prazo, associada aos processos de biodecomposição e de fluência mecânica, caracterizada pela existência de várias subfases. A duração da fase de compressão primária variou entre 35 a 100 dias após o fim da deposição de uma nova camada de resíduos e a compressão secundária é caracterizada pela existência de uma primeira fase em que as taxas de assentamento são mais elevadas, seguida de uma segunda com menores taxas de assentamento. A transição entre estas duas subfases ocorreu para períodos de tempo compreendidos entre 1,5 e 2,9 anos após o fim da deposição. A análise dos respectivos coeficientes de compressão, determinados a partir de diferentes metodologias, forneceram valores consistentes entre si e permitiram verificar o seguinte:

- a ordem de grandeza dos coeficientes de compressão primária ( $C_c'$ ) determinados através dos diferentes métodos (controlo topográfico do topo do aterro, assentamentos do corpo do aterro - placas e aranhas magnéticas, ensaios de carga em placa em profundidade e ensaios edométricos e triaxiais) é idêntica entre si e concordante com os valores publicados, situando-se a maior parte dos valores do aterro sanitário de Sto Tirso no intervalo de 0,084 a 0,221, com um valor médio de 0,162 e um valor máximo de 0,365; os valores deste parâmetro tendem a diminuir logaritmicamente com a idade média dos resíduos;
- a variação dos coeficientes de compressão primária em função do acréscimo de tensão vertical efectiva, da tensão efectiva de confinamento inicial ou das alturas iniciais ou da sobrecarga, não evidenciou nenhuma relação, confirmando a hipótese de serem parâmetros intrínsecos do material e independentes do estado de tensão;
- os coeficientes de compressão secundária durante e após a fase de deposição aumentam exponencialmente com a altura total de resíduos depositados, sofrendo, após o fim da deposição no aterro, uma redução progressiva em função do aumento da idade média dos resíduos depositados, expressa por uma função logarítmica;
- os valores dos coeficientes de compressão secundária determinados a partir dos vários métodos (assentamentos do topo e do corpo do aterro, e evolução dos pesos volúnicos médios totais a partir dos

registos das tensões e níveis de lixiviados do corpo do aterro) são concordantes entre si e com grande parte dos valores publicados;

- os valores deste parâmetro determinados a partir dos ensaios edométricos são muito inferiores aos determinados a partir de qualquer outra metodologia, o que resulta do facto de estes ensaios não simularem os processos de biodecomposição pelo que não são representativos da compressibilidade secundária global (biológica e mecânica) dos resíduos, mas apenas dos processos de compressão secundária mecânica (fluência mecânica);

A sobreposição dos tempos relativos às várias mudanças de comportamento e/ou de grandeza dos parâmetros de caracterização (compressão secundária; temperaturas dos resíduos; caracterização química dos lixiviados; pesos volúnicos médios) sugere que os períodos de tempo de 1,5 a 3 anos e de 5 a 8 anos, após o fim da deposição no aterro, correspondem a transições globais do comportamento dos resíduos depositados, condicionadas, essencialmente, por um desaceleramento dos processos de biodecomposição e, conseqüentemente, pela passagem para fases menos activas de biodecomposição; o primeiro período de tempo indicado (1,5 a 3 anos) estará, em princípio, associado ao fim da fase de “actividade muito alta” dos processos de decomposição e de compressão secundária “activa”, a qual se inicia com a deposição dos resíduos, e o segundo período (5 a 8 anos) ao fim da fase de actividade “alta a intermédia” e de compressão secundária “intermédia”; para períodos de tempo superiores admite-se que os processos de biodecomposição se caracterizem por uma “actividade intermédia a residual” e a compressão secundária correspondente passará para uma fase “residual”.

A caracterização dos coeficientes de impulso e de Poisson dos RSU foi também analisada a partir dos ensaios triaxiais e dos registos das tensões efectivas do corpo do aterro. Os dados da monitorização do aterro sanitário de Sto Tirso forneceram valores crescentes de  $K_0$  e de  $\nu$ , até níveis de deformação vertical da ordem do 20% (que, no máximo, atingiram valores compreendidos entre 0,7 e 0,3 para  $K_0$  e entre 0,4 e 0,2 para  $\nu$ ), e valores decrescentes ou com tendência a estabilizar para níveis de deformação superiores (até valores da ordem de 0,48 a 0,23 para  $K_0$  e de 0,32 a 0,19 para  $\nu$ ). A influência da tensão de confinamento traduz-se num aumento de qualquer destes parâmetros ( $K_0$  e  $\nu$ ). Os valores de  $\nu$  determinados a partir da monitorização do aterro foram idênticos aos obtidos pelos ensaios triaxiais para os mesmos níveis de deformação, verificando-se nos ensaios triaxiais que, para níveis de deformação superiores a 20%, não houve diminuição dos valores deste parâmetro mas uma tendência para estabilizarem.

Os módulos de deformabilidade dos RSU, determinados a partir dos ensaios edométricos e triaxiais, da monitorização do aterro (tensões verticais efectivas instaladas e assentamentos correspondentes) e dos ensaios *in situ* (SPT, CPT e de carga em placa em profundidade), foram concordantes entre si, excepto para os obtidos com o ensaio de carga em placa em profundidade que forneceram valores mais elevados. Apesar de os resultados obtidos terem confirmado a dependência da rigidez dos resíduos do nível de deformação, a influência do nível de deformação axial nos valores dos módulos de deformabilidade secantes ( $E_s$ ) mostrou-se de segunda ordem quando comparada com a dependência deste parâmetro em

função da tensão de confinamento. Os valores obtidos pelos vários métodos (com excepção do de carga em placa em profundidade) são concordantes com os publicados para RSU, tendo variado entre 0,4 e 2 MPa (para tensões médias de confinamento da ordem dos 50 kPa) e tendem a aumentar linearmente com o aumento da tensão de confinamento. A análise conjunta dos resultados obtidos no aterro sanitário de Sto Tirso com alguns dos publicados, permitiu a aferição dos limites propostos para a variação deste parâmetro em função da tensão de confinamento média.

A partir dos resultados obtidos estabeleceram-se ainda correlações empíricas entre o módulo de deformabilidade secante determinado pelos ensaios triaxiais para níveis de deformação axial de 15% a 20% ( $E_{s15\%-20\%}$ ) e os valores de  $N_{60}$  e de  $q_c$  dos ensaios SPT e CPT, respectivamente, tendo-se obtido os mesmos tipos de funções propostas para os solos arenosos normalmente consolidados (funções potência e linear:  $E_s(\text{MPa}) = 0,034 \cdot N_{60}^{1,178}$  e  $E_s(\text{MPa}) = 0,152 \cdot q_c$  ou  $E_{oed}(\text{MPa}) = 0,17 \cdot q_c$ ) sendo, naturalmente, os valores das constantes inferiores, já que os RSU são muito mais deformáveis do que os solos.

Por fim analisaram-se os parâmetros de resistência dos resíduos a partir, essencialmente, dos ensaios triaxiais (consolidados e drenados) e também dos ensaios SPT e CPT. Em termos gerais, a resistência ao corte dos resíduos é atribuída ao atrito mobilizado entre as partículas da matriz e ao reforço dado pelos elementos fibrosos (conferida pela resistência à tracção das fibras). A análise dos resultados obtidos a partir dos ensaios triaxiais realizados sobre os resíduos do aterro sanitário de Sto Tirso é concordante com outros resultados publicados, permitindo confirmar que os resíduos mobilizam uma resistência ao corte crescente com o nível de deformação axial sem atingirem um valor máximo até, pelo menos, níveis de deformação da ordem dos 45%. Este aumento de resistência ocorre de forma mais nítida para níveis de deformação axial superiores a 15% a 20% (concavidade da curva), o que, em princípio, está associado à mobilização da resistência à tracção dos elementos fibrosos, a qual, para ser mobilizada, precisa também de um nível de confinamento mínimo que impeça o deslocamento das fibras. Os resultados obtidos permitiram ainda confirmar que a resistência ao corte dos RSU tende a aumentar com a tensão de confinamento e que o nível de deformação correspondente ao aumento da mobilização desta resistência diminui com o aumento da tensão de confinamento.

Na ausência de rotura determinaram-se os parâmetros de resistência dos RSU ( $\phi'$  e  $c'$ ) para diferentes níveis de deformação, e analisaram-se os resultados obtidos em função dos níveis de deformação, da composição dos resíduos, das suas idades médias e das tensões de confinamento, tendo-se verificado o seguinte:

- os valores de ângulo de atrito aumentam até níveis de deformação da ordem dos 5% a 15% e, a partir daí, mantêm-se relativamente constantes; a mobilização da parcela “coesiva” ocorre, de forma mais nítida, para níveis de deformação superiores a 10% a 20%, o que corresponde a níveis superiores aos necessários para mobilizar os valores máximos de ângulo de atrito;
- o aumento da quantidade de elementos fibrosos e de elementos granulares conduz, respectivamente, a um aumento nos valores da “coesão” e do ângulo de atrito determinados para os mesmos níveis de

deformação, verificando-se, contudo, que no caso da “coesão” este aumento é mais significativo e só começa a ocorrer para níveis de deformação superiores a 15%;

- a “coesão” tende a diminuir com o aumento da idade dos resíduos enquanto a componente atrítica tende a aumentar, sendo contudo esta variação mais nítida no caso da coesão e, nos dois casos, apenas para níveis de deformação superiores a 15%;
- a influência do aumento da tensão de confinamento traduz-se num acréscimo progressivo e relativamente linear da mobilização da parcela “coesiva” (para os níveis máximos de tensão analisados, cerca de 250 kPa) e numa diminuição dos valores do ângulo de atrito, mais acentuada até níveis de confinamento da ordem dos 100 kPa, tendendo depois a estabilizar.

As envolventes de rotura determinadas para as amostras de RSU e de matriz, definidas para níveis de deformação axial de 20%, apresentam uma não linearidade pouco acentuada, pelo que podem ser equiparadas a envolventes bilineares em que a transição dos dois trechos lineares corresponde a tensões de confinamento ( $\sigma'_3$ ) da ordem dos 50 kPa.

Apesar do reduzido número de dados, parece haver uma correlação entre  $\phi'_{\text{triax}}$  e  $N_1(60)$  expressa por uma função potência ( $\phi' = a \cdot N_1(60)^b$ ) em que os valores das constantes  $a$  e  $b$  variam com o nível de deformação axial para o qual se pretende estimar  $\phi'$ . As diferenças entre os valores de ângulo de atrito obtidos pelas correlações estabelecidas com o ensaio SPT e os registados pelos ensaios triaxiais são pequenas, o que sugere que o ensaio SPT mobiliza essencialmente a resistência atrítica dos resíduos e é pouco sensível à componente “coesiva”.

No caso dos ensaios CPT, o uso das correlações propostas para solos arenosos (Robertson & Campanella (1983) e Durgunoglu & Mitchell (1975)) fornecem valores de  $\phi'$  idênticos aos obtidos pelas correlações com os ensaios SPT e pelos ensaios triaxiais (para um nível de deformação axial de 15%), mas apenas quando os resíduos estão sujeitos a baixas tensões de confinamento (até cerca de 40 kPa). Para tensões de confinamento superiores os valores de  $\phi'$  tendem a ser sobreavaliados. Esta constatação leva a supor que o ensaio CPT apresenta, tal como nos solos, uma maior aptidão para mobilizar a resistência total dos resíduos (atrito + “coesão”) do que o ensaio SPT, quando estes se encontram mais confinados.

Por fim, procedeu-se à aplicação de alguns dos modelos de previsão de assentamentos propostos na bibliografia (11 modelos) aos dados obtidos a partir do aterro sanitário de Sto Tirso. Da análise dos resultados da aplicação dos modelos de previsão de assentamentos destacam-se as seguintes limitações e vantagens:

- ambiguidade na definição do parâmetro  $t_0$  (tempo de início dos processos de compressão), o uso de diferentes critérios na definição de  $t_0$  tem uma influência significativa nos resultados obtidos, em particular nos modelos propostos por Sowers, Edgers *et al*, Bjarngard & Edgers e por Yen & Scanlon, apesar de nos dois últimos modelos mencionadas ser menos acentuada;
- a duração do período de observação a partir do qual se procede à estimativa dos assentamentos futuros, mostrou igualmente uma influência significativa nos resultados obtidos por alguns dos modelos,

nomeadamente pelos modelos propostos por Edgers *et al*, Edil *et al*, Ranguette *et al*, Bjarngard & Edgers e Sowers; os modelos que mostraram maior independência a este factor foram os modelos ISPM, Compósito, Meruelo e de Gandolla *et al*, ou seja, modelos que consideram essencialmente os processos de biodecomposição ou em que os assentamentos previstos resultam do somatório dos assentamentos individuais de cada camada;

- a desaceleração dos processos de compressão secundária é mal simulada por alguns modelos, como os propostos por Sowers, Edil *et al*, Edgers *et al* e Bjarngard & Edgers;

- significado físico das constantes de grande parte dos modelos é pouco clara e a obtenção dos seus valores é feita por tentativas não tendo, por isso, uma relação directa com os valores medidos a partir da monitorização ou dos ensaios;

- os modelos ISPM e Compósito apesar de simularem adequadamente a história construtiva dos aterros sanitários e de terem fornecido resultados satisfatórios, são de difícil implementação por utilizarem vários parâmetros para representar o comportamento dos resíduos, para além de distintos dados de entrada que, na maior parte dos aterros correntes, são difíceis de estimar (como por exemplo, as alturas das camadas individuais, os tempos de deposição e de paragem, os pesos volúnicos dos resíduos e os níveis de lixiviado necessários para estimar as tensões efectivas em cada ponto, ou as tensões transmitidas pelos cilindros compactadores);

- a maior parte dos modelos propostos não incorpora os processos de biodecomposição ou quando incluídos a definição dos respectivos parâmetros apresenta, por regra, alguma ambiguidade; constitui excepção o modelo de Meruelo, em que os processos de compressão secundária biológica são bem fundamentados e que forneceu resultados muito satisfatórios.

A partir da análise do desempenho dos modelos seleccionados, respectivas limitações e suporte teórico associado, testou-se a utilização de um modelo definido a partir da conjugação de alguns dos modelos propostos: modelo de Sowers (para simular a compressão primária e a compressão secundária mecânica) e modelo de Meruelo (para simular a compressão secundária biológica). Estes modelos foram adaptados para que o significado físico dos vários parâmetros representasse apenas a parcela de assentamentos relativa aos processos de compressão em análise, para que a determinação dos respectivos valores não fosse dependente do tempo de monitorização de um aterro sanitário, para que a sua aplicação possa ser efectuada para qualquer período de “vida” do aterro, e por forma a representar a história construtiva do aterro numa perspectiva fundamental para o comportamento mecânico dos resíduos, ou seja, incorporando o conceito da idade média dos resíduos e o tempo de construção das camadas adicionais como sinónimo do período de tempo em que houve acréscimo de matéria orgânica biodegradável “fresca”. Para tal utilizaram-se as correlações estabelecidas para o decaimento da matéria orgânica oxidável e da constante de hidrolisação (a partir dos ensaios de ataque por peróxido de hidrogénio) para representar as condições iniciais de biodegradabilidade do aterro (à data do início da previsão dos assentamentos) e os coeficientes de compressão secundária mecânica foram definidos a partir dos ensaios edométricos (já que estes não incorporam os processos secundários biológicos). Foram ainda introduzidas algumas adaptações relativas

aos tempos e às alturas dos resíduos de forma a não haver duplicação dos vários processos de compressão.

## **SUGESTÕES PARA INVESTIGAÇÕES FUTURAS**

Considerando os resultados obtidos no presente trabalho bem como na bibliografia consultada, sugerem-se algumas linhas de investigação para o futuro, entre as quais as seguintes:

- desenvolvimento de equipamentos de instrumentação e de ensaio, de normas de amostragem e de acondicionamento e de normas de ensaios *in situ* e de laboratório, específicas para os resíduos; na ausência destes seria interessante que os trabalhos publicados indicassem de forma clara quais os procedimentos utilizados e respectivas vantagens e limitações, de forma a permitirem uma análise comparativa dos resultados e a constituírem um apoio para a futura normalização;
- aferição da aplicabilidade dos ensaios *in situ* de pequena escala aos resíduos, como sejam os ensaios SPT, CPT ou de carga em placa, e desenvolvimento de correlações específicas para a avaliação dos parâmetros de resistência e de deformabilidade dos resíduos a partir destes;
- a influência da idade e da composição dos resíduos (nomeadamente da matriz e do tipo, dimensão e orientação dos elementos fibrosos) nas propriedades mecânicas destes materiais carece de investigação adicional, necessitando-se para tal de procedimentos laboratoriais que permitam simular os efeitos de envelhecimento dos resíduos e que permitam a preparação de amostras com diferentes níveis de decomposição que possam, em seguida, ser submetidas a ensaios de caracterização mecânica, como os ensaios triaxiais ou outros;
- desenvolvimento de equipamentos e procedimentos que permitam a medição fiável das pressões intersticiais geradas pelo biogás e análise da sua influência no comportamento mecânico dos resíduos;
- desenvolvimento das leis de decaimento da matéria orgânica, apoiadas em métodos simples como o utilizado neste trabalho (ataque por peróxido de hidrogénio), ou outro similar, e aferidas por estudos mais detalhados (por exemplo, a partir de ensaios em lisímetros ou outro tipo de bioreactores); este procedimento poderia permitir o estabelecimento de funções típicas de variação do teor em matéria orgânica em função das condições ambientais dos aterros sanitários e da idade dos resíduos depositados, as quais poderiam constituir uma ferramenta fundamental na previsão dos assentamentos biológicos para qualquer período de vida do aterro;
- uma abordagem consistente das propriedades e das leis de comportamento dos resíduos deve ser realizada numa perspectiva multidisciplinar, com relevância para as disciplinas da geomecânica da bioquímica e da microbiologia;
- as sugestões indicadas devem abranger diversos tipos de resíduos e de aterros sanitários, para que os respectivos parâmetros e comportamentos possam ser balizados e contribuir para o alcance de aplicações de carácter mais universal; neste sentido é fundamental que os trabalhos publicados incluam



informações claras sobre o tipo de resíduos e de aterros em análise, bem como sobre os procedimentos de ensaio e de análise utilizados.



## BIBLIOGRAFIA

- Aas G., 1983. *Geotechnical design parameters – An interpretation of the screw plate test*. Report 5215-26, Norwegian Geotechnical Institute.
- Aboura A., 1999. *Etude expérimentale du comportement mécanique de matériaux granulaires non conventionnels*. Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 288 p.
- Aburatani S., Matsui T., Kamon M., e Wada M. (1998). *Geotechnical characteristics of incinerated MSW ash and reclamation sites of Osaka Bay Phoenix Project*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.1, p. 95 – 100.
- ADEME, 1993. *Méthodes de caractérisation des ordures ménagères (MODECOM™)*. ADEME 2<sup>ème</sup> édition, Paris, 64 p.
- Aguilar-Juarez O., 2000. *Analyse et modelisation des reactions biologiques aerobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique*. Thèse de Doctorat, Institut des Sciences Appliquées de Toulouse, 233 p.
- Aran C. 2001. *Modélisation des écoulements de fluids et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers*. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage. Thèse de Doctorat, INP Toulouse, 242 p.
- Beaven R.P., e Powrie W., 1995. *Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using large scale compression cell*. Proc. of Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 745 – 760.
- Benvenuto C., e Cunha M. A., 1991. *Escorregamento em massa de lixo no aterro sanitário de Bandeirantes em São Paulo*. II Simpósio sobre Barragens de Rejeito e Disposição de Resíduos – REGEO'91, Vol. 2, p. 55 – 66.
- Bjarngard A., e Edgers L., 1990. *Settlement of municipal solid waste landfills*. Proc. 13<sup>th</sup> Annual Madison Waste Conference, Madison, p. 192 – 205.
- Blengino A.M., Manassero M., Rossello A., Spanna C., e Veggi S., 1996. *Investigation, monitoring system and stability analyses of an old canyon landfill*. Proc. of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Vol. 2, p. 629 – 634.
- Blight G. E., Ball J. M., e Blight J. J., 1992a). *Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas*, Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol. 118(6).
- Blight G. E., Hojem D.J., e Ball J.M., 1992b). *Production of landfill leachate in water deficient areas*. Landfill of Waste Leachate, Christensen, T. H. & Cossu, R. eds, Elsevier Applied Science , p. 35 – 51.
- Bookter T., e Ham R., 1982. *Stabilization of waste in landfills*. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, Vol.108, N° EE6, p. 1089 – 1100.

- Boskov M.E.G., 2006. *Desafios geotécnicos no projecto e construção de aterros de resíduos*. Proc. COBRAMSEG'2006, Curitiba, Vol. de Palestras, p. 145 – 174.
- Boutwell G.P., e Fiore V.A., 1995. *Settlement of clay cover on saturated garbage*. Proc. Geoenvironment 2000, ASCE Geotechnical Special Publication nº 46, Vol.2, p. 964 – 979.
- Bowders J., Bouazza M., Loehr E., e Russell M., 2000. *Settlement of municipal solid landfills*. Proc. 4<sup>th</sup> Kansai International Geotechnical Forum, Kyoto, 6 p.
- Bowdres J., e Mitchell C.M., 2005. *Waste settlements at the Columbia, Missouri Landfill*. Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Grenoble, 2005, 4 p.
- Bowles J. E., 1996. *Foundation analysis and design; 5<sup>th</sup> Edition*. The McGraw-Hill Companies, Inc., ISBN 0-07-114052-2, United States of America, 1169 p.
- Brandl H., 1990. “*Personal communication*”.
- Brandl H., 1994. “*Personal communication*”.
- Brandl H., 1995. *Stability of waste deposits*. Proc. 10th Danube-European Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Mamaia, Roménia, Vol.4, p. 1043 – 1056.
- Brauer C.; Achour F., Bayard R., e Gourdon R., 2005. *Characterization of organic matter during maturation of Municipal Solid Waste in order to identify chemical parameters indicating stabilization*. Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Grenoble, 2005, 4 p.
- Buisman A. S. K., 1936. *Results of long duration settlement tests*. Proc. 1<sup>st</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Harvard University, Cambridge Massachusetts, Vol. 1, p. 103 – 106.
- Caicedo B., Giraldo E., Yamin L., e Soler N., 2002a). *The landslide of Doña Juana landfill in Bogota. A case study*. Proc. of the 4th International Congress on Environmental Geotechnics, Rio de Janeiro, Vol.1, p. 171 – 175.
- Caicedo B., Yamin L., Giraldo E., e Coronado O., 2002b). *Geomechanical properties of municipal solid waste in Doña Juana sanitary landfill*. Proc. of the 4th International Congress on Environmental Geotechnics, Rio de Janeiro, Vol.1, p. 177 – 182.
- Canziani R., e Cossu R. 1989. *Landfill hydrologic and leachate production*. Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact, Christensen, T. H. & Cossu, R. eds, Academic press, p. 185 – 212.
- Cartier G, e Baldit R., 1983. *Comportement géotechnique des décharges de résidus urbains*. Bulletin de Liaison des Laboratoires Routiers des Ponts et Chaussées, Vol.128, p. 55 – 64.
- Carvalho M. F., 1999. *Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 300 p.

- Carvalho M.F., Vilar O.M., e Kaimoto L.S.A., 2000. *Estudo da compressibilidade de resíduos sólidos urbanos*. Solos e Rochas, Latin American Geotechnical Journal, Brazil, 17 p.
- Ceppolina M., Kaimoto L. S. A., e Ludemann S. M., 1994. *Investigação de condicionantes geotécnicos de maciços sanitários*. X Congresso Brasileiro e Mecânica dos Solos e Fundações, Vol. III, Foz do Iguaçu, p. 979 – 986.
- Chenu D., Quintard M., e Skhiri N., 2005. *Modelling reactive transport within landfill bioreactors*. Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Grenoble, 2005, 4 p.
- Christensen T.H., e Kjeldsen P., 1989. *Basic biochemical processes in landfills*. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Cossu R., Stegmann R., Andreottola G., e Cannas P., Academic Press Inc., San Diego, ISBN 0-12-174255-5, p. 29 - 49.
- Coduto D.P., Huitric R., 1990. *Monitoring landfill movements using precise instruments*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 358 – 370.
- Coumoulos D.G., e Koryalos T.P., 1997. *Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time*. Proc. of the 14<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Hamburg, Vol.3, p. 1807 – 1812.
- Coumoulos D.G., e Koryalos T.P., 1999. *Prediction of long-term settlement behaviour of landfill covers after closure*, Proc. of Sardinia 99 - 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.3, p. 505 – 512.
- Coumoulos D.G., Koryalos T.P., Metaxas I.L., e Gioka D.A., 1995. *Geotechnical investigations at the main landfill of Athens*, Proc. of Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 885 – 895.
- Cowland J.W., Tang K.Y., e Gabay J., 1993. *Density and strength properties of Hong Kong refuse*. Proc. of Sardinia 93 - 4th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 1435 – 1445.
- Cruz N., e Viana da Fonseca A., 2006. *Portuguese experience in residual soil characterization by DMT*. 2<sup>nd</sup> International Conference on Flat Dilatometer, Washington, Vol. 1, p. 59 – 364.
- Cuéllar V., Monte J.L., e Valerio J., 1998. *Static and dynamic elastic moduli for waste landfills*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.1, p. 325 – 329.
- Dahlberg R., 1974. *Penetration, pressuremeter, and screw plate tests in a preloaded natural sand deposit*. Proceedings of the 1<sup>st</sup> European Symposium on Penetration Tests (ESOPT ), Stockholm, Vol. 2.2, p 69 – 87.
- De Poli F., Fabrizi F., e Rinaldi L., 1999. *Modelling landfill settlement for the design of biogas plant and top cover*. Proc. of Sardinia 99 - 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.3, p. 513 – 519.
- Décourt L., 1989. *The standard penetration test. State-of-the-art-report*. Proceedings of the 12<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanis and Foundation Engineering, Rio de Janeiro, 4 Balkema Pub., Rotterdam.
- Didier G., e Roque A.J., 1997. *Geotechnical aspects in the landfilling conception*. Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos, LNEC, Lisboa, CD-ROM, 41 p.

Dixon N., Jones D.R.V., e Whittle R.W., 1999. *Mechanical properties of household waste: in situ assessment using pressuremeters*. Proc. of Sardinia 99 - 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.3, p. 453 – 460.

Dixon N., Ngambi S., e Jones D.R.V., 2004. *Structural performance of a steep slope landfill lining system*. Proc. of the Institution of Civil Engineers, Geotechnical Engineering, N° 157, Issue GE3, p. 115 – 125.

Dixon N., Zhang B., e El-Hamalawi A., 2005. *Constitutive modelling of MSW*. Proc. of Sardinia 2005 - 10th International Landfill Symposium, Cagliari, p. 933 – 934, CD-ROM.

Dunnicliff J., 1993. *Geotechnical instrumentation for monitoring field performance*. Wiley-Interscience, John Wiley & Sons, Inc., IBN: 0-471-00546-0, 577 p.

Durgunoglu H. T., e Mitchell J. K. 1975. *Static penetration resistance o soils*. I-II Proceedings of the ASCE Speciality Conference on In Situ Measurement of Soil Properties, Raleigh, North California, 1, 151-89.

Durmusoglu E., Corapcioglu M.Y., e Sanchez I.M., 2005. *Permeability of municipal solid waste samples*. Proc. of Sardinia 2005 - 10th International Landfill Symposium, Cagliari, p. 489 – 490, CD-ROM.

Earth Tech. Consultants, 2001. *Settlement and density enhancement for leachate recirculation landfills*. Proc. Waste Tech., San Diego.

Earth Technology Corporation, 1988. *Instability of landfill slope, Puente Hills Landfill, Los Angeles County, California*. Report submitted to Los Angeles County Sanitation District.

Edgers L., Noble, J.J., e Williams E., 1992. *A biological model for long term settlements in landfills*. Proc. Of the Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology, Usmen & Acar (eds), Balkema, p. 177 – 184.

Edil T.B., Ranguette V.J., e Wuellner W.W., 1990. *Settlement of municipal refuse*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Praticce, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 225 – 239.

Ehrig H.J., 1983. *Quality and quantity of sanitary landfill leachate*. Waste Management & Research, Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA, Vol.1, p. 53 – 68.

Ehrig H.J., 1989. *Leachate quality*. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Cossu R., Stegmann R., Andreottola G., e Cannas P., Academic Press Inc., San Diego, ISBN 0-12-174255-5, p. 213 – 229.

Ehrig H.J., 1991. *Prediction of gas production from laboratory scale tests*. Sanitary Landfilling: Proc. of Sardinia 1991 – 3rd International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.1, p. 87 – 114.

Eid H.T., Stark T.D., Evans W.D., e Sherry P.E., 2000. *Municipal solid waste slope failure. I. Waste and foundations soil properties. II: Stability analyses*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol. 126, N°5, p. 397- 419.

El-Fadel M., e Al-Rashed H., 1998. *Settlement in municipal solid waste landfills. I – Field scale experiments. II – Mathematical modeling*. Journal of Waste Technology and Management, Vol.25, N° 2, pp. 89 – 104.

- El-Fadel M., e Khoury R., 2000. *Modelling settlement in MSW landfills: critical review*. Critical Reviews on Environmental Sciences and Technology, Vol. 30, N°3, p. 327 – 361.
- EMCON Associates, 1989. *Personal communications between Mr. Larry Burch and Hari Sharma*.
- Espinace R., Díaz I., e Palma J.H., 1991. *Comportamiento mecánico del relleno sanitario de Limache*. Proc. IX Congresso Panamericano de Mecánica de Suelos e Ingeniería de Fundaciones, Chile, p. 1091 – 1104.
- Eurostat, 2005. *Eurostat yearbook 2005*. Website: <http://europa.eu.int/comm/eurostat>.
- Farquhar G.J., e Rovers F.A., 1973. *Gas production during refuse decomposition*. Water, air and soil pollution, Vol.2, N°4, p. 483 – 495.
- Fasset J.B., Leonards G.A., e Repetto P.C., 1994. *Geotechnical properties of municipal solid wastes and their use in landfill designs*. Proc. WasteTech94 Conference, Silver Springs, p. 1 – 31.
- Frantzis I., 1991. *Settlement in the landfill site of Schisto*. Proc. of Sardinia 91 - 3th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 1189 – 1195.
- Fucale S.P., e Jucá J.F.T., 2003. *Geotechnical investigation in a brazilian MSW landfill*. Proc. of Sardinia 2003 - 9th International Landfill Symposium, Cagliari, 7 p.
- Fucale S.P., e Jucá J.F.T., 2006. *Estudo comparativo do comportamento resistente de solos reforçados e resíduos sólidos urbanos*. Proc. COBRAMSEG'2006, Curitiba, Vol.3, p. 1353 – 1358.
- Fungaroli A. A., e Steiner R. L., 1979. *Investigation of sanitary landfill behaviour*. U. S. Environmental Agency, Report EPA/60/2-79-053a, Cincinnati, OH.
- Gabr M. A., e Valero S. N., 1995. *Geotechnical properties of municipal solid waste*, Geotechnical Testing Journal, Vol. 18, N° 2, p. 241 – 251.
- Gabr M. A., Hossain M. S., e Barlaz M.A., 2007. *Shear strength parameters of municipal solid waste with leachate recirculation*, Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 133, N° 4, p. 478 – 484.
- Gachet C., e Lemaréchal D., 1998. *An in-situ household refuse density measurement protocol*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.2, p. 849 – 854.
- Gandolla M., Dugnani L., Bressi G., e Acaia C., 1992. *The determination of subsidence effects at municipal solid waste disposal sites*. Proc. of 6th International Solid Wastes Congress Exhibition, Madrid, Vol.1, p. 1 – 16.
- Gay G., Ch. W., e Kaiser R., 1981. *Bestimmung der Scherfestigkeit an hausmüll in verschiedenen variationen*. IV.1/44022, Forschungs-und material prüfungsanstalt.
- Gibson R.E., e Lo K.Y., 1961. *Secondary Compression of clays*. Journal of the Soil Mechanics and Foundation Division, ASCE.

Gifford G.P., Landva A.O., e Hoffman .C., 1990. *Geotechnical considerations when planning construction on a landfill*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 41 – 56.

GLR Recommendations, 1993. *Geotechnics of landfill design and remedial works*. Technical Recommendations, German Geotechnical Society for the ISSMFE, 2<sup>nd</sup> edition, Ernst & Sohn, Berlin.

Gomes C.G. e Lopes M. L., 2006. *Contribuição para a caracterização do comportamento de aterros sanitários através de monitorização*. COBRAMSEG/SBMR'2006 – XIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica / IV Simpósio Brasileiro de Mecânica das Rochas / III Congresso Luso-Brasileiro de Geotecnia, Curitiba, Brasil, Vol. 3, CD-ROM, 6 pp.

Gomes C. G., Lopes M. L., e Lopes M. G., 2005. *A study of MSW properties of a Portuguese landfill*. International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Université Joseph Fourier, Grenoble, França, 4 pp.

Gomes C G., Ernesto A., Lopes M. L., e Moura C., 2002. *Sanitary landfill of Santo Tirso – Municipal Waste Physical, Chemical and Mechanical Properties*. Fourth International Congress on Environmental Geotechnics, Rio de Janeiro, Brasil. Vol. 1, pág. 255 a 261.

Gomes C. G., , Ernesto A., Lopes M. L., e Moura C., 2002. *Aterro Sanitário de Santo Tirso – Avaliação das Propriedades Físicas, Químicas e Mecânicas dos Resíduos Sólidos Urbanos*. 8º Congresso Nacional de Geotecnia. LNEC, Lisboa. Vol. 3, pág. 1759 a 1769.

Gomes C.G. e Lopes M. L., 2000. *Problemas Relativos à Estabilidade de Aterros de Resíduos*. Seminário da SPG sobre “Construção e Exploração de Aterros Sanitários de RSU”. LNEC, Lisboa, Portugal, 55 pp.

Gonzalez J.H.P., 1995. *Comportamiento geotecnico de vertederos controlados de residuos solidos urbanos*. Tesis Doctoral, Universidad de Cantabria, 587 p.

Gotteland P., Lemaréchal D., e Richard P., 1995. *Analysis and monitoring of the stability of a domestic waste landfill*. Proc. of Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 777 – 787.

Gourc J.P., e Olivier F., 2005. *Calibration of the Incremental Settlement Prediction Model (ISPM) from field monitoring campaigns*. International Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Grenoble, 4 p.

Gourc J.P., Thomas S., e Vuillemin M., 1998. *Proposal of a waste settlement survey methodology*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol. 1, 195 – 200.

Grisolia M., e Napoleoni Q., 1995c). *Deformability of waste and settlements of sanitary landfills*. Proc. of World Congress on Waste Management ISWA'95, Wien.

Grisolia M., e Napoleoni Q., 1996. *Geotechnical characterization of municipal solid waste: choice of design parameters*. Proc. of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Vol. 2, p. 641 – 646.



- Grisolia M., Gasparini A., e Saetti G.F., 1993. *Survey on waste compressibility*. Proc. of Sardinia 93 - 4th International Landfill Symposium, Cagliari, p. 1447 – 1456.
- Grisolia M., Napoleoni Q., e Tancredi G., 1995a). *Contribution to a technical classification of MSW*. Proc. of Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 703 – 710.
- Grisolia M., Napoleoni Q., e Tancredi G., 1995b). *The use of triaxial tests for the mechanical characterization of MSW*. Proc. of Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 761 – 768.
- Grisolia M., Napoleoni Q., Pagnoni A., e Tancredi G., 1992. *Considerazioni sulla compressibilità dei rifiuti solidi urbani*. Proc. of the 1st Italian-Brazilian Symposium on Sanitary and Environmental Engineering, Rio de Janeiro.
- Grisolia M., Napoleoni Q., Sirini P., e Tancredi, 1991. *Geotechnical behaviour of sanitary landfill based on laboratory and in situ tests*. Proc. of the XV Conference di Geotecnica di Torino, Turin, Italy, Società Ingegneri e Architetti in Torino.
- Haarstad K., 1997. *Methane in landfills: production, oxydation and emissions*. Proc. of Sardinia 97 - 6th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.4, p. 33 – 44.
- Hatanaka M., e Uchida A. 1996. *Empirical correlation between penetration resistance and effective friction of sandy soil*. Soil & Foundation, Japanese Geotechnical Society, Vol. 36 (4), p. 1 – 9.
- Hinkle R.D., 1990. *Landfill site reclaimed for commercial use as container storage facility*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 331 – 344.
- Hoeks J., 1983. *Significance of biogas production in waste tips*. Waste Management & Research, Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA, Vol.1, p. 323 – 335.
- Hossain M.S., Gabr M.A., e Barlaz M.A., 2003. *Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol.129, N° 12, p. 1151 – 1158.
- Houston W.N., Houston S.L., Elsayed J.W., e Sanders C.O., 1995. *In situ testing methods for dynamic properties of MSW landfills*. Earthquake Design and Performance of Solid Waste Landfills, ASCE, Geotechnical Special Publication N°54, p. 73 – 82.
- Howland J. D. e Landva A. O., 1992. *Stability analysis of a municipal solid waste landfill*. Conference on Stability and Performance of Slope and Embankments – II, Geotechnical Special Publication 31, ASCE, Berkeley, California, Vol. 2, p. 1216 – 1231.
- Huitric R., 1981. *Sanitary landfill settlements rates*. Technical University of Berlin.
- Ibarra A. A., 1994. *Modelo de asentamiento de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos*. Tesina de Magíster en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Cantabria – Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Santander, 138 p.
- INAG - Instituto Nacional da Água. Website: <http://snig.igeo.pt>

INR – Instituto Nacional de Resíduos, 2007 (Janeiro). Website: [www.inresiduos.pt](http://www.inresiduos.pt).

Jessberger H. L., 1994. *Geotechnical aspects of landfill design and construction. Part 1: principles and requirements; Part 2: materials parameters and test methods; Part 3: selected calculation methods for geotechnical landfill design*. Proc. Institution of Civil Engineering - Geotechnical Engineering, London, Vol. 107, n°4, p. 99 – 113.

Jessberger H.L., 1990. *Stoffeigenschaften von Abfall im Hinblick auf standsicherheitsuntersuchungen an Abfalldeponien*. Neuzeitliche Deponietechnik, Deponie Seminar, Bochum, Balkema Rotterdam, p. 171 – 191.

Jessberger H.L., 1996. *TC5 activities – Technical Committee on Environmental Geotechnics, ISSMFE - Special Lecture*. Proc. of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Vol. 3, p. 1227 – 1254.

Jessberger H.L., e Kockel R., 1991. *Mechanical properties of waste materials*. Proc. XV Ciclo di Conference di Geotecnica di Torino, Turin, Società Ingegneri e Architetti in Torino, 41 p.

Jessberger H.L., e Kockel R., 1993. *Determination of the mechanical properties of waste materials*. Proc. of the Symposium Green'93, Bolton, p. 313 – 322.

Jessberger H.L., Syllwasschy O., e Kockel R., 1995. *Investigation of waste body-behaviour and waste-structure-interaction*. Proc. of Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 731 – 743.

Jucá J.F.T., Cabral J.J.P.S., Monteiro V.E.D., Santos S.M., e Perrier G.S., 1997. *Geotechnics of a municipal solid waste landfill in Recife, Brazil*. Recent Developments in soil and pavement mechanics, Almeida (ed), Balkema, Rotterdam, p. 429 – 436.

Jucá J.F.T., Mariano M.O.H., Melo V.L.A., e Bastos E.G., 1998. *Monitoring of environmental recuperation of the Muribeca Municipal Solid Waste Landfill*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.2, p. 485 – 489.

Kavazanjian E. Jr., e Matasovic N., 1996. *In situ shear wave velocity of solid waste from surface wave measurements*. Proc. of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Vol.1, p. 97 – 102.

Kavazanjian E. Jr., Matasovic N., Bonaparte R., e Schmertmann G.R., 1995. *Evaluation of MSW properties for seismic analysis*. Proc. Geoenvironment 2000, ASCE Geotechnical Special Publication n° 46, Vol.2, p. 1126 – 1141.

Kavazanjian E. Jr., Matasovic N., e Bachus C., 1999. *Large-diameter static and cyclic laboratory testing of municipal solid waste*. Proc. of Sardinia 99 - 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.3, p. 437 – 444.

- Kavazanjian E., Snow M.S., Matasovic N., Poran C., e Satoh T., 1994. *Non-intrusive Rayleigh wave investigations at solid waste landfills*. Proc. of the 1<sup>st</sup> International Conference on Environmental Geotechnics, Edmonton, Alberta, BiTech Publishers, Richmond, B.C.
- Kay J. N., Nichols G. W., Mitchell P. W., e Avalle D. L., 1983. *Recent developments in screw plate testing in Adelaide*. Report R56, Department of Civil Engineering of the University of Adelaide, Austrália.
- Knochenmus G., Wojnarowicz M., e Van Impe W.F., 1998. *Stability of municipal solid wastes*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.3, p. 977 – 1000.
- Kockel R., Konig D., e Syllwasschy O., 1997. *Three basic topics on waste mechanics*. Proc. of the 14<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Hamburg, Vol.3, p. 1831 – 1837.
- Kockel R., 1995. *Scherfestigkeit von mischabfällen in hinblick auf die standsicherheit von deponien*. Schriftenreihe des Instituts für Grundbau, Ruhr-Universität Bochum, Heft 24.
- Kockel R., e Jessberger R.L., 1995. *Stability evaluation of municipal solid waste slopes*. Proc. 11th ECSMFE, Danish Geotechnical Society, Copenhagen, Bulletin N° 11, Vol. 2.
- Koda E., 1998. *Stability conditions improvement of the old sanitary landfills*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.1, p. 223 – 228.
- Kolsch F., 1993. *The bearing behaviour of domestic waste and related consequences for stability*. Proc. of Sardinia 93 - 4th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 1393 – 1410.
- Kolsch F., 1995. *Material Values for some mechanical properties of domestic waste*. Proc. of Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 711 – 728.
- Kolsch F., e Ziehm G., 2004. *Landfill stability – risks and challenges*. Waste Management World, p. 55 – 60.
- Konig D., e Jessberger H. L., 1997. *Waste mechanics*. Report of the ISSMFE Technical Committee TC5 on Environmental Geotechnics, Bochum, p. 35 – 76.
- Konig D., Kockel R., e Jessberger H.L., 1996. *Zur Beurteilung der Standsicherheit und zur prognose von mischabfalldeponien*. Geotechnische Probleme beim Bau von Abfalldeponien, 12. Nürnberger Deponieseminar, Pruhs, H & Müller B., (Ed.), Eigenverlag LGA, p. 93 – 118.
- Krase V., e Dinkler D., 2005. *Constitutive modelling of mechanical behaviour of municipal solid waste*. Proc. of Sardinia 2005 - 10th International Landfill Symposium, Cagliari, p. 173 – 174, CD-ROM.
- Kreith F. (1994). *Handbook of solid waste management*. New York, McGraw Hill, Inc.
- Landva A. O., Clark J. I., Weisner W. R., e Burwash W. J., 1984. *Geotechnical engineering of refuse landfills*. Proceedings of the 6<sup>th</sup> National Conference on Waste Management in Canada, Vancouver, B. C., p. 1 – 37.
- Landva A. O., e Clark J. I., 1990. *Geotechnics of waste fill*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 86 – 103.

- Landva A. O., Pelkey S.G., e Valsangkar A.J., 1998. *Coefficient of permeability of municipal refuse*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.1, p. 63 – 67.
- Landva A.O., e Clark J.I., 1986. *Geotechnical testing of wastefill*. Proc. 39<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference Ottawa, Ontario, Canada, p. 371 - 385.
- Landva A.O., Valsangkar A.J., e Pelkey S.G., 2000. *Lateral earth pressure at rest and compressibility of municipal solid waste*. Canadian Geotechnical Journal, Vol.37, p. 1157 – 1165.
- Langer U., Dixon N., e Gotteland P., 2005. *Understanding mechanical behaviour of MSW: the role of classification*. International Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Grenoble, 4 p.
- Langer U., e Dixon N., 2004. *Mechanical properties of MSW: Development of a classification system*. 4<sup>th</sup> BGA Geoenvironmental Engineering Conference, Stratford-upon-Avon, UK, p. 267 – 274.
- Lanini S., 1998. *Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d’ordures ménagères*. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique des Toulouse, 148 p.
- Laurent J.P., Olivier F., e Gourc J.P., 2005. *Monitoring water content in Municipal Solid Waste: results of a preliminary test under laboratory conditions*. International Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Grenoble, 4 p.
- Lee S.R., e Park H.I., 1999. *Estimation of solid waste landfill settlement*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol.125, N°8, p. 722 – 726.
- Leonard M.L., Floom K.L., e Brown S., 2000. *Estimation method and use of landfill settlement*. Proc. GeoDenver 2000 on Environmental Geotechnics, Denver, Geotechnical Special Publication 105, ASCE, p. 1 – 15.
- Ling H.I., Leshchinsky D., Mohri Y., e Kawabata T., 1998. *Estimation of municipal solid waste landfill settlement*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol.124, N°1, p. 21 – 28.
- LNEC, 1986. *A observação no controlo da segurança de barragens de aterro portuguesas*. Lisboa, 81 p.
- Lunne T., Robertson P. K., e Powell J. J. M., 1997. *Cone penetration testing in geotechnical practice*. E & FN Spon, ISBN 0-419-23750X, London, 309 p.
- Machado S.L., Carvalho M.F., Dourado K.A., e Nascimento J.C.F., 2006a). *Estudo do efeito do envelhecimento na resistência ao cisalhamento de amostras de resíduo sólido urbano*. Proc. COBRAMSEG’2006, Curitiba, Vol.3, p. 1419 – 1424.
- Machado S.L., Carvalho M.F., e Rocha M.B., 2006b). *Estudo do efeito do envelhecimento na compressibilidade de amostras de resíduo sólido urbano*. Proc. COBRAMSEG’2006, Curitiba, Vol.3, p. 1413 – 1418.
- Machado S.L., Carvalho M.F., e Vilar O.M., 2002. *Constitutive model for municipal solid waste*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol.128, N°11, p. 940 – 951.

- Mahler C.F., Burin E., e Oliveira F.J.P., 1998. *Reflections on the stability of a municipal sanitary landfill*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.1, p. 83 – 88.
- Manassero M., 1990. *Pumping tests in a municipal solid waste landfill*. Geotechnics Seminar, ENEL-CRIS, Milano.
- Manassero M., Van Impe W.F., e Bouazza A., 1996. *Waste disposal and containment*. Proc. of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Vol.3, p. 1425 – 1476.
- Mariano M. O. H., e Jucá J. F. T., 1998. *Monitoramento de recalques no aterro de resíduos sólidos da Muribeca*. XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Vol. 3, Brasília, p. 1671 – 1678.
- Marques A.C.M., 2001. *Compactação e Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 408 p.
- Marques A.C.M., Filz G.M., e Vilar O.M., 2003. *Composite compressibility model for municipal solid waste*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol.129, N°4, p. 372 – 378.
- Matasovic N., e Kavazanjian E.Jr., 1998. *Cyclic characterization of Oll landfill solid waste*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol.124, N°3, p. 197 – 210.
- Mayne P. W., Christopher B. R., e DeJong J., 2002. *Subsurface investigations. Geotechnical site characterization*. Publication n° FHWA NHI-01-031, National Highway Institute, Federal Highway Administration, Washington D. C., 301 p.
- Mazzucato A., Simonini P., e Colombo S., 1999. *Analysis of block slide in a MSW landfill*. Proc. of Sardinia 99 - 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.3, p. 537 – 544.
- McBean E.A., Rovers F.A., e Farquhar G.J., 1995. *Solid waste landfill engineering and design*. Prentice-Hall PTR, ISBN 0-13-079187-3, New Jersey, 521 p.
- McDougall J.R., e Pyrah I.C., 1999. *Moisture effects in a biodegradation model for waste refuse*. Proc. of Sardinia 99 - 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.1, p. 59 – 66.
- McDougall J.R., e Silver R., 2005. *Hydro-bio-mechanical modelling landfilled waste: real insights?*. Proc. of Sardinia 2005 - 10th International Landfill Symposium, Cagliari, p. 935 – 936, CD-ROM.
- Mesri G., e Godlewski P.M., 1977. *Time and stress compressibility interrelationship*. Journal of Geotechnical Engineering Division, ASCE, Vol.103, N° GT5, p. 417 – 430.
- Mitchell J. K., e Gardner W. S., 1975. *In situ measurement of volume change characteristics*. Proceedings of the ASCE Specialty Conference on In Situ Measurements of Soil Properties, Raleigh, North Carolina, 2, p. 279 -345.
- Mitchell R., 1974. *Introduction to environmental microbiology*. Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- Mitchell, J.K., 1983. *Fundamentals of soil behaviour*. John Wiley & Sons, New York.

Morris D.V., e Woods C.E., 1990. *Settlement and engineering considerations in landfill and final cover design*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 9 – 21

NAVFAC DM 7.3M, 1983. *Soil dynamics, deep stabilization, and special geotechnical construction*. United States Navy, Naval Facilities Engineering Command, Design Manual 7.3, 78 p.

Ngambi S., Dixon N., Jones D.R.V., e Connell A., 2001. *Structural integrity of a steep side slope mineral barrier : field monitoring*. Proc. of Sardinia 2001 - 8th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.3, p. 83 – 92.

NSWMA, 1985. *Basic data: solid waste amounts, composition and management systems*. National Solid Waste Management Association, Technical Bulletin N° 85-6, 8 p.

Oliveira, P. J. V., 1992. *Algumas características do comportamento de um solo de baixa plasticidade*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 264 pp.

Olivier F., 2003. *Tassement des Déchets en CSD de classe II: du site au modèle*, Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble, 333 p.

Olivier F., e Gourc J.P., 2005. *Hydro-physicomechanics of a mechanically pretreated waste in a laboratory reactor cell*. International Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Grenoble, 4 p.

Oweis I. O., Smith D.A., Ellwood R.B., e Greene D.S., 1990. *Hydraulic characteristics of municipal refuse*. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, Vol.116, n° 4, p. 539 – 553.

Oweis I. S., 1985. *Stability of sanitary landfills*. Seminar on Geotechnical Aspects of Waste Management, Metropolitan Section, ASCE, New York.

Oweis I. S., e Khera R., 1986. *Criteria for geotechnical construction of sanitary landfills*. Proc. of the International Symposium on Environmental Geotechnology, FANG, H. Y., ed., Vol. 1, p. 205 – 222.

Oweiss I.S., 1993. *Stability of landfills*. Chapter 11 of Geotechnical Practice for Waste Disposal, edited by D. E. Daniel, Chapman & Hall.

Pagotto A., e Rimoldi P., 1987. *Design and construction of a geogrid reinforced embankment over waste material*. Proc. Geosynthetics'87, New Orleans, L.A., Industrial Fabrics Association International, St Paul, MN.

Pardo de Santayana F., e Roque A. J., 2006. *Preliminary static and seismic slope stability analyses for a Portuguese municipal solid waste landfill*. 5th ICEG Environmental Geotechnics, Cardiff, Vol.2, 1519 - 1526 p.

Park H., Lee S.R., e Do N.Y., 2002. *Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh municipal solid waste landfills*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol.128, n° 2, p. 107 – 118.

- Park H.I., e Lee S.S., 1997. *Long-term settlement behaviour of landfills with refuse decomposition*. Journal of Solid Waste Technology and Management, Vol.24, N° 4, p. 159 – 165.
- Peck R. B., Hanson W. F., e Thornburn T. H. 1953. *Foundation Engineering*, New York, Wiley.
- Pereira A. G. H., 2000. *Compresibilidad de los residuos sólidos urbanos*, Tesis Doctoral, Universidade de Oviedo, Espanha, 281 p.
- Powrie W. e Beaven R.P., 1999. *Hydraulic properties of household waste and implications for landfills*. Proc. Institution of Civil Engineering, Geotechnical Engineering, London, Vol.137, October, p. 235 – 247.
- Powrie W., Beaven R.P., e Harkness R.M., 1999. *Applicability of soil mechanics principles to household waste*. Proc. of Sardinia 99 - 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.3, p. 429 – 436.
- Powrie W., Beaven R.P., e Hudson A.P., 2005. *Factors affecting the hydraulic conductivity of waste*. International Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”, Grenoble, 6 p.
- Powrie W., Hudson A.P., e Beaven R.P., 2000. *Development of sustainable landfill practices and engineering landfill technology*. Final report to the Engineering and Physical Sciences Research Council (Grand Reference GR/L 16149), 29 p.
- Ranguette V.J., Edil T.B., e Otzelberger D.G., 1989. *Comparison of refuse settlement prediction models*. Proc. of 12<sup>th</sup> Annual Madison Waste Conference, p. 520 – 531.
- Rao S.K., Moulton L.K., e Seals R.K., 1977. *Settlement of refuse landfills*. Proc. Conference on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, Ann Arbor, Michigan, p. 574 – 598.
- Richardson G., e Reynolds D., 1991. *Geosynthetic considerations in a landfill on compressible clays*. Proc. of Geosynthetics'91, Vol. 2, Atlanta, GA, Industrial Fabrics Association International, MN.
- Robertson P. K., e Campanella R.G., 1983. *Interpretation of cone penetration test. Part I: Sand*. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 20, n° 4, p. 718 – 733.
- Robertson, P.K., 1991. *Estimation of foundation settlements in sand from CPT*. ASCE Geotechnical Engineering Congress, Boulder.
- Sagaseta C., 1993. *General report*. Proc. of the Symposium Green'93, Bolton, p. 591 – 600.
- Sánchez-Alciturri J.M., Palma J., Sagaseta C., e Cañizal J., 1993a). *Mechanical properties of wastes in sanitary landfill*. Proc. of the Symposium Green'93, Bolton, p. 357 – 363.
- Sánchez-Alciturri J.M., Palma J., Sagaseta C., e Cañizal J., 1993b). *Three years of deformation monitoring at Meruelo landfill*. Proc. of the Symposium Green'93, Bolton, p. 365 – 371.
- Sánchez-Alciturri J.M., Palma J., Cañizal J., e Sagaseta C., 1993c). *Post-closure bearing capacity of a sanitary landfill*. Actes du Colloque International des Ponts et Chaussées, Paris, p. 601 – 608.

- Sansanoli J.C., Bono J.L.V., e Viosca L.C., 2004. *Estimation de la finalización de la fermentação anaeróbica de un vertedero, basado em la composición de lixiviados y gases*. I Congresso Ibérico sobre Vertederos, Madrid, 9p. em CD.
- Santos S.M., Jucá J.F.T., e Aragão J.M.S., 1998. *Geotechnical properties of a solid waste landfill: Muribeca's case*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.1, p. 181 – 184.
- Sargunan A., Mallikarjun N., Ranapratap K., 1986. *Geotechnical properties of refuse fills of Madras, India*. Proc. of the International Symposium on Environmental Geotechnology, FANG, H. Y., ed., Vol. 1, p. 197 – 204.
- Sarmiento J.D.M., 1997. *Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Mestrado, FEUP – Departamento de Engenharia de Minas, Porto, 217 p.
- Sarsby R.W., 2000. *Environmental Geotechnics*. Thomas Telford, London, ISBN 0-72-772752-4, 574 p.
- Schmertmann J. H., 1978. *Guidelines for cone penetration test: performance and design*. Report N° FHWA-TS-78-209, U.S. Dept. Transportation, Federal Highway Administration, Washington, 145 p.
- Schroeder P. R., Dozier T.S., Zappi P. A., McEnroe B. M., Sjostrom J. W., e Peyton, R. L., 1994. *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering Documentation for Version 3*. EPA/600/R-94/168b, September 1994, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC, 131 p.
- Selvadurai A. P. S., e Nicholas T. J., 1979. *A theoretical assessment of the screw plate test*. Third International Conference on Numerical Methods in Geomechanics. Aachen, pp. 1245 – 1252.
- Serviços Geológicos de Portugal, 1965. *Notícia Explicativa da Carta Geológica de Portugal, 1:50 000, Folha 9-A*, Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, 50 p.
- Serviços Geológicos de Portugal, 1986. *Carta Geológica de Portugal - Folha 9-B (Guimarães)*. Escala 1:50 000, Lisboa.
- Serviços Geológicos de Portugal, 1992a). *Carta Geológica de Portugal - Folha 1*. Escala 1:200 000, Lisboa.
- Serviços Geológicos de Portugal, 1992b). *Notícia Explicativa da Carta Geológica de Portugal - Folha 1*. Escala 1:200 000, Lisboa, 83 p.
- Sharma H.D., 2000. *Solid waste landfills – settlements and post-closure perspectives*. Proc. ASCE National Conference on Environmental and Pipeline Engineering, Kansas City, Missouri, p. 447 – 455.
- Sharma H.D., Michael T.D., e Olsen D.M., 1990. *Field measurements of dynamic moduli and Poisson's ratios of refuse and underlying soils at a landfill site*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 57 – 70.
- Shimizu K., 1996. *Geotechnics of waste landfill*, Proc. of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Vol. 3, p. 1475 – 1492.



- Shioi Y., e Fukui J. 1982. *Application of N-value to design foundations*. JACI, Vol. 1, nº 5, p. 469 – 475.
- Siegel R.A., Robertson R.J., e Anderson D.G., 1990. *Slope stability investigations at a landfill in southern California*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 259 – 284.
- Silva A.R., Pessin N., e Carvalho M.F., 1998. *Degradação da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário*. II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental – Gerenciamento de resíduos e certificação ambiental, Porto Alegre, p. 381 – 386.
- Simões G.F., 2000. *Modelo para avaliar assentamentos em aterros de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Doutorado, PUC-Rio, Rio de Janeiro.
- Simões G.F., e Campos T.M.P., 2002. *A coupled mechanical and biological model to estimate settlements in solid waste landfills*. Proc. of the 4th International Congress on Environmental Geotechnics, Rio de Janeiro, Vol.1, p. 283 – 288.
- Singh A., e Mitchell J.K., 1968. *General stress-strain-time function for soils*. Journal of the Soil Mechanics and Foundation Division, ASCE, Vol.94, Nº SM1, p. 21 – 46.
- Singh S., e Murphy B., 1990. *Evaluation of the stability of sanitary landfills*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, Landva/Knowles editors, ASTM – STP 1070, Philadelphia, p. 240 – 258.
- Skempton A. W., 1986. *Standard penetration test procedures and effects in sands of overburden pressure, relative density, particle size, ageing and overconsolidation*. Geotechnique 36, Nº 3, p. 425 – 447.
- Sohn K.C., e Lee S., 1994. *A method for prediction of long term settlement of sanitary landfill*. Proc. International Congress on Environmental Geotechnics, Edmonton, p. 807 – 811.
- Soler N.D., Maher A., Chae Y.S., e Hamidi, 1995. *A conceptual model for transient settlements in waste fills*. Proc. UNSAT'95, Alonso & Delage (ed), Paris, p. 411 – 416.
- Sowers G.F., 1968. *Foundations problems in sanitary landfills*. Journal of the sanitary division, ASCE, Vol.94, NºSA1, p. 103 – 116.
- Sowers G.F., 1973. *Settlement of waste disposal fills*. Proc. of the 8th International Conference of Soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscú, Vol. 2, 207 – 210.
- Straub W., e Linch D., 1982. *Models of landfill leaching: organic strength*. ASCE 108, p. 251 – 268.
- Stroud, M.A., 1988. *The standard penetration test - its application and interpretation*. Penetration Testing in U.K. Proc. of the Geot. Conf. Inst of Civil Engineers, Birmingham, July, 1988, pp. 24-49.
- Strout J. M., 1998. *Evaluation of the field compressometer test in sand*. PhD Thesis on Civil and Environmental Engineering, Norwegian University of Science and Technology, 238 p.
- Strout J. M., 2000a). *Historical development of the screw plate compressometer*. Encontro Temático sobre A Qualidade na Construção, Tema 3 – Novos Ensaios na Caracterização Geotécnica, CICCOPN, Porto, 13 p.

- Strout J. M., 2000b). *Field compressometer test interpretation*. Encontro Temático sobre A Qualidade na Construção, Tema 3 – Novos Ensaios na Caracterização Geotécnica, CICCOPN, Porto, 19 p.
- Stulgis R.P., Soydemir C., e Telgener R.J., 1995. *Predicting landfill settlement*. Proc. Geoenvironment 2000, ASCE Geotechnical Special Publication nº 46, Vol. 2, p. 980 – 993.
- Tapahuasco W.E., e Murrieta P., 2006. *Estudo da compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos*. Proc. COBRAMSEG'2006, Curitiba, Vol.3, p. 1359 – 1364.
- Tchobanoglous G., Theisen H., e Vigil S. A., 1993. *Integrated solid management. Engineering principles and management issues*, McGraw-Hill, Inc., USA, 978 p.
- Terzaghi K., 1943. *Theoretical soil mechanics*. John Wiley & Sons, Inc., New York, ISBN 0471853054, 510 p.
- Terzaghi K., e Peck R. B., 1948. *Soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons Inc., New York, 1ª ed., 566 p.
- Thomas S., 2000. *Centres de stockage de déchets – Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation)*. Thèse de doctorat, Laboratoire Ligrim, Université de Grenoble, 327 p.
- Thomas S., Aboura A.A., Gourc J.P., Gotteland P., Billard H., Delineau T., Gisbert T., Ouvry J.F., e Vuillemin M., 1999. *An in situ waste mechanical experimentation on a French landfill*. Proc. of Sardinia 99 - 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.3, p. 445 – 452.
- Towhata I., Kawano Y., Yonai Y., e Koelsh F., 2004. *Laboratory tests on dynamic properties of municipal wastes*. Proc. of 11<sup>th</sup> Conference on Soil Dynamics and Earthquake Engineering and 3<sup>rd</sup> International Conference on Earthquake Geotechnical Engineering, Vol.1, p. 688 – 693.
- Vaidya Rajendra D., 2002. *Solid waste degradation, compaction and water holding capacity*. Master Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia, 71 p.
- Van Impe W. F., 1993. *Stability analysis of the Appels landfill*. International Report, Soil Mechanics Laboratory, Ghent University (unpublished).
- Van Impe W. F., 1994. *Municipal and industrial waste improvement by heavy tamping*. Proc. Meeting Geotechnical Engineering Geotechnics in the Design and Construction of Controlled Waste Landfills, Milazzo (ME), Associazione Poligeotecnici Riuniti.
- Van Impe W.F., 1998. *Environmental geotechnics: ITC5 activities - State-of-art*. Proc. of the 3th International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Vol.4, p. 1163 – 1187.
- Van Meerten J.J., Sellmeijer J.B., e Pereboom D., 1995. *Prediction of landfill settlements*. Proc. of Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 823 – 831.

- Viana da Fonseca A., 1996. *Geomecânica dos solos residuais do granito do Porto*. Critérios para dimensionamento de fundações directas. Tese de Doutoramento em Engenharia Civil, Universidade do Porto, 774 p.
- Vilar O.M., e Carvalho M.F., 2002. *Shear strenght properties of municipal solid waste*. Proc. of the 4th International Congress on Environmental Geotechnics, Rio de Janeiro, Vol.1, p. 59 – 64.
- Vilar O.M., e Carvalho M.F., 2004. *Mechanical properties of municipal solid waste*. Journal of Testing and Evaluation, ASTM, Vol.32, N°6, p. 438 – 449.
- Vilar O.M., Machado S.L., Carvalho M.F., e Marques A.C.M., 2007. *Geotechnical properties and modeling of mechanical behaviour of municipal solid waste*. Seminário Geotécnico sobre Aterros de Resíduos, Lisboa, 24 p.
- Vilar O.M., Marques A.C.M., Carvalho M.F., e Machado S.L., 2006. *Some remarks on the mechanical properties and modelling of municipal solid waste*. SITTRS – Simpósio Internacional sobre Tecnologias de Tratamento de Resíduos Sólidos. Anais, CD-ROM, Rio de Janeiro.
- Viviani G., Torregrossa M., Nicosia S., Sabella D., Putrone A., e Vigna Tagliati C., 2005. *Modelling the changes in time of MSW properties in a landfill*. Proc. of Sardinia 2005 - 10th International Landfill Symposium, Cagliari, p. 675 – 676, CD-ROM.
- Wall D.K., e Zeiss C., 1995. *Municipal landfill biodegradation and settlement*. Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol.121, N°3, p. 214 – 224.
- Wardwell R.E., e Nelson J.D., 1981. *Settlement of sludge landfills with fiber decomposition*. Proc. 10<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Stockholm, Vol.2, p. 397 – 401.
- Watts K.S., e Charles J.A., 1990. *Settlement of recently placed domestic refuse landfills*. Proc. Institution of Civil Engineering, London, Part 1, Vol.88, pp. 971 – 993.
- Watts K.S., Fisher A.R.J., e Lewicki R.A., 2001. *A large-scale instrumented test of behaviour of newly placed domestic waste*. Proc. of Sardinia 2001 - 8th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.2, p. 105 – 114.
- Wiemer K., 1982. *Qualitative und quantitative kriterien zur Bestimmung der Dichte von Aballen in geordneten Deponien*. Dissertation, Technical University of Berlin.
- Williams N., Pohland F., McGowan K., e Sounders M., 1987. *Simulation of leachate generation from municipal solid waste*. EPA/600/2-87/059.
- Williams P.T., 1998. *Waste treatment and disposal*. John Wiley & Sons, Lda, ISBN 0-471-98149-4, England, 407 p.
- Withiam J.L., Tarvin P.A., Bushell T.D., Snow R.E., e Germann H.W., 1995. *Prediction and performance of municipal landfill slope*. Proc. Geoenvironment 2000, ASCE Geotechnical Special Publication n° 46, Vol.2, p. 1005 – 1019.

Yen B.C., e Scanlon B., 1975. *Sanitary landfill settlement rates*. Journal of the Geotechnical Engineering Division, ASCE, Vol. 101, GT5, p. 475 – 487.

Yoshida H., Tanaka N., e Hozumi H., 1996. *Theoretical study on temperature distribution in a sanitary landfill*. Proc. of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Vol. 1, p. 323 – 328.

Yuen S.T.S., Styles J.R., e McMahon T.A., 1995. *An active landfill management by leachate recirculation – A review and an outline of a full-scale project*. Proc. of Sardinia 1995 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.1, p. 403 – 418.

Zeccos D.P., 2005. *Evaluation of static and dynamic properties of municipal solid waste*. PhD Thesis on Civil and Environmental Engineering, University of California, Berkeley, 578 p.

Zeccos D.P., Bray J.D., Kavazanjian E., Matasovic N., Rathje E., Riemer M., e Stokoe II K.H., 2005. *Framework for the estimation of MSW unit weight profiles*. Proc. of Sardinia 2005 - 10th International Landfill Symposium, Cagliari, p. 345 – 346, CD-ROM.

Zornberg J.G., Jernigan B.L., Sanglerat T.R., e Cooley B.H., 1999. *Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion*. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, Vol.125, n° 7, p. 583 – 594.